



UNIVERSIDAD
DE LOS ANDES

UNIVERSIDAD DE LOS ANDES
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES Y AMBIENTALES
CENTRO DE ESTUDIOS FORESTALES Y AMBIENTALES DE POSTGRADO
DOCTORADO EN CIENCIAS FORESTALES Y AMBIENTALES

TESIS DOCTORAL

**Uso de los sensores remotos y SIG para la identificación de áreas
erosionadas y en riesgo de erosión en cuencas hidrográficas**

Autor:

Cristopher Edgar Camargo Roa

Tutor: Dr. Carlos Pacheco

Cotutor: Ph. D. Roberto López

Mérida, Julio 2024

C.C. Reconocimiento

Índice

Índice.....	6
Lista de figuras.....	9
Lista de tablas.....	10
Apéndice	11
Resumen.....	12
Abstract.....	14
1. Introducción	16
2. Objetivos	22
3. Estructura de la tesis	23
Referencias citadas.....	28
Capítulo I: Importancia de la ciencia del suelo: interdisciplinaridad, aplicaciones múltiples y necesidad de la seguridad del suelo para contribuir al desarrollo sostenible.....	30
Resumen.....	31
Abstract.....	31
Resumo	32
Introducción	33
1. ¿Por qué es importante estudiar el suelo?	34
2. ¿Cómo se ha desarrollado la ciencia del suelo?	36
3. ¿Por qué los periódicos cambios en nomenclaturas y métodos que afecta la información del suelo a través del tiempo?	40
4. ¿Por qué es necesario organizar y clasificar la información?	41
5. ¿Cómo se representan los diversos tipos de suelo y sus procesos?.....	42
6. Complementariedad con otras ciencias.....	45
7. ¿Cómo se plantea la contribución de la ciencia del suelo para el logro del desarrollo sostenible en los años por venir?	48
A modo de cierre.....	50
Agradecimientos	51
Referencias.....	51
Capítulo II: Erosión hídrica, fundamentos, evaluación y representación cartográfica: una revisión con énfasis en el uso de sensores remotos y Sistemas de Información Geográfica	55
Resumen.....	56
Abstract.....	56
Introducción	57
Principios fundamentales	59

Antecedentes históricos	61
Metodologías de trabajo para el estudio y evaluación de la erosión hídrica y experiencias de aplicación	66
Uso de los sensores remotos y de los Sistemas de Información Geográfica en el estudio de la erosión hídrica.....	69
Agradecimientos	73
Referencias.....	73
Capítulo III: Evaluación de métodos de corrección atmosférica y sombreado topográfico en imagen Landsat 8 OLI sobre un área montañosa semiárida	82
Resumen.....	83
Abstract.....	83
Introducción	84
Metodología	87
Área de estudio	87
Datos	87
Correcciones atmosféricas (CA) y de sombreado topográfico (CST).....	88
Evaluación de correcciones atmosféricas	91
Evaluación de correcciones de sombreado topográfico	93
Análisis visual de correcciones	93
Resultados	94
Evaluación de correcciones atmosféricas	94
Evaluación de correcciones de sombreado topográfico	96
Análisis visual de correcciones	99
Discusión	101
Conclusiones y recomendaciones	103
Agradecimientos	105
Referencias.....	105
Capítulo IV: Identificación de áreas erosionadas y en riesgo de erosión mediante percepción remota y SIG en la microcuenca Quebrada Seca.....	112
Abstract.....	113
Resumen.....	113
Introducción	114
Materiales y métodos	117
Metodología RPEH.....	119
Metodología EAER.....	120
Resultados.....	123
RPEH	123

Clasificación de Máxima Verosimilitud	124
EAER 1	125
EAER 2	126
Discusión	130
Conclusiones	134
Agradecimientos	135
Referencias.....	135
Capítulo V: Identificación de áreas erosionadas y en riesgo de erosión utilizando imágenes Landsat 8 y Sentinel-2, procesamiento digital y SIG	142
Resumen.....	143
Abstract.....	143
Introducción	144
Materiales y métodos	146
Área de estudio	146
Recursos.....	147
Métodos generales	148
Procesamiento de imágenes Landsat 8 y Sentinel 2.....	148
Imagen Digital Globe.....	149
Método RPEH.....	149
Método EAER.....	150
Resultados	154
Riesgo Potencial de Erosión Hídrica (RPEH).....	154
Clasificación supervisada de máxima verosimilitud (CSMV).....	156
Validación de CSMV Landsat 8 OLI.....	157
Validación de CSMV Imagen Sentinel-2.....	158
EAER1	160
EAER2	163
Discusión	171
Conclusiones y recomendaciones	176
Origen del artículo	178
Contribución de los autores	179
Referencias bibliográficas.....	179
Capítulo VI: Conclusiones y recomendaciones	189
Líneas futuras de investigación.....	198
Apéndice	200

Lista de figuras

Figura 1. Erosión media del suelo entre los años 2001 y 2013. Se muestra la alta variabilidad espacial: el incremento resulta evidente en las regiones templadas y tropicales de América del Sur y Central y en Asia, donde en algunos casos el aumento fue superior a 50 Mg año ⁻¹ ha ⁻¹ (Guerra <i>et al.</i> , 2020).	18
Figura 2. (A) tasas de erosión del suelo. (B-D) cambios de la erosión media anual del suelo entre 2015 y 2070 para tres trayectorias distintas de los gases de efecto invernadero RCP (Borrelli <i>et al.</i> , 2020).	18
Figura 3. Distribución espacial de los lugares incluidos en la base de datos. El mapa no refleja con precisión la importancia regional de los procesos de erosión, sino más bien la presencia de grupos de investigación en universidades e instituciones de investigación, y la disponibilidad de recursos financieros para llevar a cabo el seguimiento en estaciones experimentales y en cuencas (García-Ruíz <i>et al.</i> , 2015).	20
Figura 4. Distribución geográfica de 1833 de los 3030 registros de la base de datos GASEMT para los que se pudieron obtener las coordenadas geográficas de las zonas de estudio (Borrelli <i>et al.</i> , 2021).	20
Figura I. 1. El suelo como sistema, sus usos frecuentes y sus objetivos de estudio. Fuente: elaboración propia.	36
Figura I. 2. Abordaje del objeto de estudio de la ciencia del suelo, sus implicaciones y problemas presentados. Fuente: elaboración propia.	39
Figura I. 3. Nivel de detalle para cada uno de los estudios de suelos. Fuente: elaboración propia con base en IGAC (2014).	44
Figura I. 4. Principales etapas y metodologías utilizadas para convertir la información básica en conocimiento práctico siguiendo la tendencia más avanzada en evaluación de suelos. Fuente: De la Rosa (2008).	48
Figura II. 1. Erosión en la sección alta (izquierda) y media (derecha) de la cuenca del río Chama (Estado Mérida, Venezuela) asociada a sobreexplotación por prácticas agrícolas inadecuadas. Fuente: fotografías propias.	58
Figura II. 2. Evaluación mundial de la degradación de los suelos donde se evidencian las áreas con procesos de erosión hídrica (tonalidades azules) y eólica (tonalidades amarillas), entre otras degradaciones y coberturas. Fuente: elaboración propia con base en los archivos vectoriales suministrado por ISRIC (2017).	69
Figura II. 3. Tasas de erosión global. Fuente: Li y Fang (2016) basados en la base de datos recabada por García-Ruiz <i>et al.</i> (2015).	69
Figura III. 1. Ubicación de la microcuenca Quebrada Seca y modelo digital de elevación. Fuente: elaboración propia a partir del ASTER DEM y la cartografía oficial del Instituto Geográfico Venezolano Simón Bolívar.	88
Figura III. 2. Comparación de valores de reflectancia en cada banda de Landsat 8 corregida por los métodos atmosféricos y de referencia de la biblioteca espectral. Fuente: elaboración propia a partir de datos extraídos de cada una de las correcciones atmosféricas y de Kokali <i>et al.</i> (2017).	94
Figura III. 3. Coeficientes de variación de las CA y CST. Fuente: elaboración propia.	98
Figura III. 4. CST a partir de CA por el método MODTRAN: a) MODTRAN b) Coseno sobre MODTRAN, c) Minnaert sobre MODTRAN y d) C-Correction sobre MODTRAN. Fuente: elaboración propia.	100

Figura III. 5. CST a partir de CA por el método <i>QUAC</i> : a) <i>QUAC</i> b) Coseno sobre <i>QUAC</i> , c) Minnaert sobre <i>QUAC</i> y d) <i>C-Correction</i> sobre <i>QUAC</i> . Fuente: elaboración propia.	100
Figura III. 6. CST a partir de CA por el método <i>LaSRC</i> : a) <i>LaSRC</i> b) Coseno sobre <i>LaSRC</i> , c) Minnaert sobre <i>LaSRC</i> y d) <i>C-Correction</i> sobre <i>LaSRC</i> . Fuente: elaboración propia.	101
Figura IV. 1. Localización del área de estudio: a) nacional, b) regional, c) Cuenca. Fuente: Autores	117
Figura IV. 2. Fases de la metodología. Fuente: Autores	118
Figura IV. 3. Factores y subfactores de RPEH. Fuente: Autores.....	123
Figura IV. 4. Mapa de riesgo de erosión de suelos. Fuente: Autores.	124
Figura IV. 5. Clasificación de máxima verosimilitud (MLC, por sus siglas en inglés) Fuente: Autores.....	124
Figura IV. 6. EAER 1. Fuente: Autores	125
Figura IV. 7. EAER 2. Fuente: Autores	128
Figura IV. 8. Muestras de suelos erosionados. Fuente: Autores	129
Figura V. 1. Ubicación geográfica del área de estudio. Fuente: Elaboración propia con base en los archivos del IGVSIGOT (Instituto Geográfico Venezolano Simón Bolívar - Sistema de Información para la Gestión y Ordenación del Territorio) y MDE Alos Palsar ⁽⁴⁰⁾	147
Figura V. 2. Fases metodológicas (Elaboración propia)	148
Figura V. 3. Factores y subfactores de RPEH donde a) es factor C b) subfactor St c) subfactor Se y d) Factor T (Elaboración propia).	155
Figura V. 4. Mapa de riesgo de erosión de suelos (Elaboración propia)	156
Figura V. 5. a) CSMV Landsat 8; b) CSMV Sentinel 2 (Elaboración propia).	156
Figura V. 6. a): curvas ROC (U1 y U2= umbrales 0,9 y 0,8; U2r y U1r: umbrales replanteados; b): EAER 1 Landsat 8; c) EAER 1 Sentinel 2 (Elaboración propia).....	162
Figura V. 7. a) curvas ROC (U1 y U2= umbrales 0,9 y 0,8; b) EAER 2 Landsat 8; c) EAER 2 Sentinel 2 (Elaboración propia).	167
Figura V. 8. Muestras de suelos erosionados ubicados en composición falso color (Elaboración propia).....	168
Lista de tablas	
Tabla 1. Lista de publicaciones derivada de la tesis	26
Tabla I. 1. Algunas cualidades de diferentes tipos de levantamientos de suelos	44
Tabla III. 1. Métodos de corrección topográfica.....	91
Tabla III. 2. Prueba de muestras relacionadas de la banda 5 para cada una de las CA.....	95
Tabla III. 3. Medias y desviaciones estándar para cada CA y posterior combinación con las CST ..	97
Tabla IV. 1. Recursos.....	117
Tabla IV. 2. Índices aplicados.....	122
Tabla IV. 3. Procesamiento del factor suelo	123
Tabla IV. 4. Tabulación cruzada EAER 1 - MLC (ha)	125

Tabla IV. 5. Regresiones lineales.....	127
Tabla IV. 6. Tabulación cruzada EAER 2 y MLC en ha	128
Tabla IV. 7. Comparación de muestras de suelos desnudos con mapas RPEH – EAER.....	129
Tabla IV. 8. Comparación EAER1 y EAER2.....	130
Tabla V. 1. Recursos usados	147
Tabla V. 2. Índices aplicados	153
Tabla V. 3. Procesamiento de sub-factores de Suelo	155
Tabla V. 4. Área en hectáreas y porcentajes de CSMV para las imágenes L8 y S2 2018.	157
Tabla V. 5. Matriz de confusión en píxeles y hectáreas en paréntesis Landsat 8 OLI.....	158
Tabla V. 6. Matriz de confusión en píxeles Landsat 8 OLI.	158
Tabla V. 7. Matriz de confusión en píxeles y hectáreas en paréntesis Sentinel-2.	159
Tabla V. 8. Matriz de confusión en píxeles Sentinel-2.	159
Tabla V. 9. Estadísticas descriptivas de las 100 muestras ROC para cada una de las imágenes	160
Tabla V. 10. Tabulaciones cruzadas CSMV–EAER1 en hectáreas (Elaboración propia)	162
Tabla V. 11. Regresiones lineales Landsat 8.	164
Tabla V. 12. Regresiones lineales Sentinel 2.....	166
Tabla V. 13. Tabulaciones cruzadas CSMV–EAER2 en hectáreas (Elaboración propia)	167
Tabla V. 14. Comparación de muestras de suelos desnudos con RPEH y los mapas EAER (elaboración propia).....	169
Tabla V. 15. Comparación de muestras de áreas erosionadas y en riesgo en EAER 1 y 2 Landsat 8 (Elaboración propia)	170
Tabla V. 16. Comparación de muestras de áreas erosionadas y en riesgo en EAER 1 y 2 Sentinel 2 (Elaboración propia)	171

Apéndice

Apéndice. 1. Muestra de suelo SFE21.001	200
Apéndice. 2. Muestras de suelos SFE21.002 y SFE21.003	201
Apéndice. 3. Muestras de suelo SFE21.004.....	202
Apéndice. 4. Muestras de suelo SFE21.005.....	203
Apéndice. 5. Muestra de suelo SFE21.006	204
Apéndice. 6. Muestra de suelo SFE21.007	205
Apéndice. 7. Muestra de suelo SFE21.008	206

Resumen

El suelo es un recurso esencial para los seres humanos y para toda la vida terrestre, el cual no tiene reemplazo, pues es un recurso vital para: i) la producción de biomasa, ii) el acopio, filtraje y transformación de nutrientes y sustancias, iii) la regulación de la infiltración, almacenamiento y flujo del agua, iv) la reserva de biodiversidad, hábitats, especies y genes, v) el soporte como ambiente físico y cultural de los seres humanos y sus actividades, vi) la producción de materias primas, vii) el depósito de carbono y la regulación de emisiones de CO₂, N₂O y CH₄ y viii) el custodio del patrimonio geológico y arqueológico. Dicho recurso multifuncional, debe conocerse para que sea utilizado adecuadamente, lo cual implica también su conservación para asegurar su sostenibilidad y seguridad.

Aunque resulta evidente la importancia del recurso suelo, este ha sido sometido a procesos de degradación, entre los que destaca, la erosión hídrica, considerada como un riesgo ambiental, que se hace presente por las precipitaciones caídas sobre terrenos desnudos vulnerables, que, en su escurrimiento por las laderas, arrastran el suelo para depositarlos en zonas bajas o enlodar y obstruir cuerpos de agua. Dicho riesgo compromete todos los servicios ecosistémicos señalados previamente.

En este orden de ideas, la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), conjuntamente a instituciones afines, partiendo de la crucial importancia de la conservación del suelo, han planteado la identificación de opciones a consolidar, generar y armonizar los datos sobre los procesos de erosión de suelos, así como también de herramientas de evaluación para promover su uso en la toma de decisiones, contribuyendo de dicha forma al monitoreo de la cubierta terrestre y la productividad de la tierra.

Encontrar evidencias de la acción de los procesos de erosión del suelo en las áreas naturales e intervenidas es común (y Venezuela no es la excepción), por lo que el estudio e identificación de áreas sujetas a estos procesos resulta necesario y concordante con las ideas planteadas por la FAO y demás instituciones.

Por tales motivos, esta tesis doctoral se planteó como objetivo principal establecer un marco metodológico factible para identificar áreas erosionadas y en riesgo de erosión como indicadores de degradación de suelos por erosión hídrica empleando técnicas de percepción remota y Sistemas de Información Geográfica (SIG) sobre datos aportados por sensores

gratuitos y disponibles, enfatizándose como requerimiento la simplicidad de datos netamente espectrales para su aplicación en cuencas hidrográficas.

Para ello, se establecieron cinco capítulos: en el capítulo I, se señala la importancia de la ciencia del suelo, su interdisciplinariedad, aplicaciones múltiples y necesidad de su seguridad para contribuir al desarrollo sostenible; en el capítulo II, se define la erosión hídrica, sus fundamentos, su evaluación y representación cartográfica, haciéndose una revisión con énfasis en el uso de sensores remotos y sistemas de información geográfica; en el capítulo III, se incluye una evaluación de métodos de corrección atmosférica y sombreado topográfico en una imagen Landsat 8 OLI sobre un área montañosa semiárida, como fase previa, para el estudio de procesos de erosión mediante productos de sensores remotos; en los capítulos IV y V, se realizan identificaciones de áreas erosionadas y en riesgo de erosión mediante percepción remota y SIG en microcuencas, como una manera para alcanzar el objetivo originalmente propuesto.

Finalmente, se presenta una serie de conclusiones, recomendaciones y líneas futuras de investigación, cuyo propósito es optimizar los conocimientos y propuestas metodológicas planteadas, así como también el abordaje de otros objetos de estudio vinculados a los procesos de erosión.

Abstract

The soil is an essential resource for human beings and all human life. It is unreplaceable, since it is a vital resource for i) the production of biomass; ii) the collection, filtering, and transformation of nutrients and substances; iii) the regulation of water infiltration, storage, and flow, iv) the biodiversity, habitat, species, and genetic reserve; v) support as a physical and cultural environment for human beings and their activities; vi) the production of raw materials; vii) carbon storage and the regulation of CO₂, N₂O, and CH₄ emissions; and viii) safeguarding the geological and archaeological heritage. Such a multifunctional resource must be understood in order to be adequately utilized, which also implies its conservation to ensure sustainability and security.

Although the importance of the soil resource is evident, it has been subjected to degradation processes, highlighting water erosion, regarded as an environmental risk present in precipitations falling on bare and vulnerable terrains. In their runoff down the slopes, these precipitations drag the soil, depositing it in low areas or muddying and obstructing bodies of water. This risk compromises all of the aforementioned ecosystem services.

In this vein, the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), in a joint effort with related institutions, and considering the importance of soil conservation, has proposed identifying options to consolidate, generate, and harmonize data on soil erosion processes, as well as evaluation tools, in order to promote their use in decision-making, thereby contributing to the monitoring of land cover and soil productivity.

It is common to evidence of soil erosion processes in natural and intervened zones (and Venezuela is no exception), which is why studying and identifying the areas subjected to these processes is necessary and in line with the ideas proposed by the FAO and other institutions.

Therefore, this doctoral thesis had the main objective of establishing a feasible methodological framework to identify areas that have been eroded or are at risk of erosion, as indicators of soil degradation due to water erosion. This was done while employing remote sensing techniques and geographic information systems (GIS) on data supplied by free and available sensors, emphasizing the simplicity of purely spectral data as a requirement for application in watersheds.

To this effect, five chapters were established. Chapter I points out the importance of soil science, its interdisciplinarity, and its multiple applications, as well as the need for security in contributing to sustainable development. Chapter II defines water erosion and its foundations, assessment, and cartographic representation, conducting a review focused on the use of remote sensing and GIS. Chapter III includes an evaluation of atmospheric correction and shaded relief methods in the Landsat 8 OLI image of a mountainous, semiarid area, as a preliminary phase for the study of erosion processes via remote sensing products. Chapters IV and V identify areas that have been eroded and are at risk of erosion through remote sensing and GIS in micro-basins, as a way to fulfill the initially proposed objective. Finally, a series of conclusions, recommendations, and future lines of research is presented, whose purpose is to optimize the knowledge and methodological proposals presented, as well as addressing other subjects of study related to erosion processes.

www.bdigital.ula.ve

1. Introducción

La erosión del suelo es una gran amenaza para la seguridad alimentaria, la calidad del agua, y la viabilidad de los ecosistemas, ya que las tasas actuales son magnitudes superiores a las de formación natural del suelo (Montanarella *et al.*, 2016; FAO, 2019; Wuepper *et al.*, 2020). Hoy en día se estima que entre 20 y 30 Gt (Gigatoneladas) año⁻¹ de suelo es erosionado por agua, 5 Gt año⁻¹ por laboreo y 2 Gt año⁻¹ por viento en tierras arables (FAO y ITPS, 2015). Recientemente, Wuepper *et al.* (2020) han indicado una tasa de 2,4 t ha⁻¹ año⁻¹ como media mundial de erosión de suelos.

Ampliando el tema de la seguridad alimentaria, se considera que las pérdidas de la producción anual de cereales debido a la erosión ascienden a 7,6 millones de toneladas (FAO, 2021), si esta tendencia no cambia, se prevé que el potencial de producción total anual se reducirá en un 10% para el año 2050 (FAO y ITPS, 2015). En lo concerniente a la calidad del agua, 75 millones t ha⁻¹ año⁻¹ de toxinas y sales son movilizadas por la erosión de sedimentos contaminados (pesticidas y oligoelementos) al fondo marino, lo que la ha convertido en una constante fuente de polución (FAO y UNEP, 2021). En último lugar, con respecto a la viabilidad de los ecosistemas (mencionando solo el referente al propio suelo), se espera que la erosión aumente la amenaza a su biodiversidad, con 6,4% (para la macrofauna) y 7,6% (para los hongos del suelo) de incremento de áreas en riesgo de erosión que también afecten a regiones con alta biodiversidad del suelo (Guerra *et al.*, 2020).

Un aspecto que no puede obviarse en los análisis de procesos de erosión y sus repercusiones, es el cambio climático, pues este tiene impactos significativos en el suelo, por ejemplo, cambios en su temperatura (calentamiento) y regímenes de humedad, incrementan los riesgos de erosión; de igual modo, un aumento del nivel del mar asociado con el cambio climático incrementará la erosión costera y el retroceso de las costas (FAO y ITPS, 2015; Montanarella *et al.*, 2016).

El cambio climático es uno de los problemas mundiales más apremiantes y está intrínsecamente relacionado con la degradación de la tierra (ELD Initiative, 2015). Esta, por tanto, debe ser considerada como uno de los motores del cambio climático a través de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y la reducción de la absorción de carbono, al mismo tiempo, también se debe considerar al cambio climático, como un agravante de la degradación de la tierra a través del aumento de la erosión del suelo (FAO, 2022).

Continuando con el estudio global de la erosión, entre los años 2001 y 2013 (Figura 1), el riesgo de erosión aumentó sistemáticamente evidenciando una disminución de la protección global del suelo a estos procesos en todos los biomas terrestres (~2,6%), lo que ha dado lugar a un aumento en la tasa global de erosión de 11,7% (1 Mg año⁻¹ ha⁻¹ en este período), ocasionado principalmente por los cambios en la erosividad de las precipitaciones (Guerra *et al.*, 2020).

Por otra parte, las proyecciones climáticas (aunado a las de usos del suelo), para todos los escenarios de dinámica global (RCP, por sus siglas en inglés), indican una tendencia hacia un ciclo hidrológico más vigoroso, que podría aumentar la erosión hídrica global entre un 30% (RCP 2.6) a 66% (RCP 8.5) para el año 2070, es decir $56,1_{-16,4}^{+20,6}$ y $71,6_{-24,7}^{+32,5}$ Gt año⁻¹ respectivamente, principalmente para el África subsahariana, Brasil, India, Myanmar y algunos distritos de China (Figura 2) (Borrelli *et al.*, 2020). Con la disminución de la protección global (cubierta vegetal) y el aumento de la erosión del suelo, la tierra pierde la capacidad de almacenar carbono en la biomasa y en los suelos, lo que contribuye al cambio climático (ELD Initiative, 2015).

Recientemente, Borrelli *et al.* (2022), han señalado las tasas de desplazamiento del suelo para el año 2019 y para el año 2070 bajo los distintos RCP, a partir de la modelización mundial de la erosión del suelo (GloSEM, por sus siglas en inglés), en conjunción al mapa de tierras de cultivo de las capas globales de cobertura del suelo publicadas por la Agencia Espacial Europea (ESA, por sus siglas en inglés) y el servicio global de tierras de Copernicus (CGLS-LC100-100 resolución espacial) colección 3, basado en imágenes de satélite PROBA-V y Sentinel-2; dichas tasas fueron 12,3 Mg ha⁻¹ año⁻¹ para 2019 y para el 2070: 14,6 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en RCP 2.6, 15,2 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en RCP 4.5 y 15,8 Mg ha⁻¹ año⁻¹ con RCP 8.5, lo que pone de manifiesto un aumento creciente de la pérdida de suelo bajo cualquier escenario.

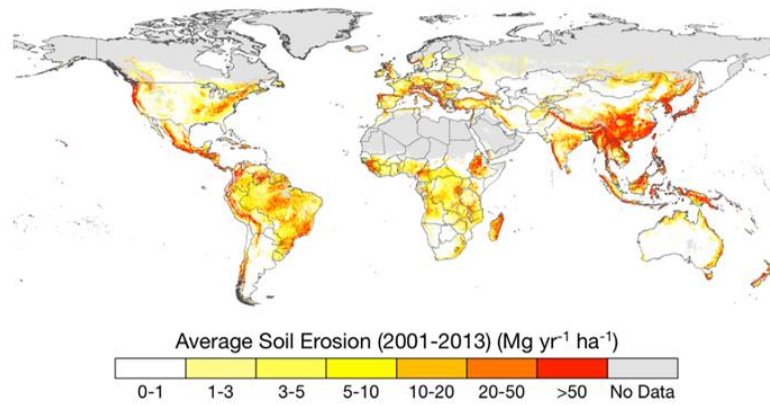


Figura 1. Erosión media del suelo entre los años 2001 y 2013. Se muestra la alta variabilidad espacial: el incremento resulta evidente en las regiones templadas y tropicales de América del Sur y Central y en Asia, donde en algunos casos el aumento fue superior a $50 \text{ Mg año}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ (Guerra *et al.*, 2020).

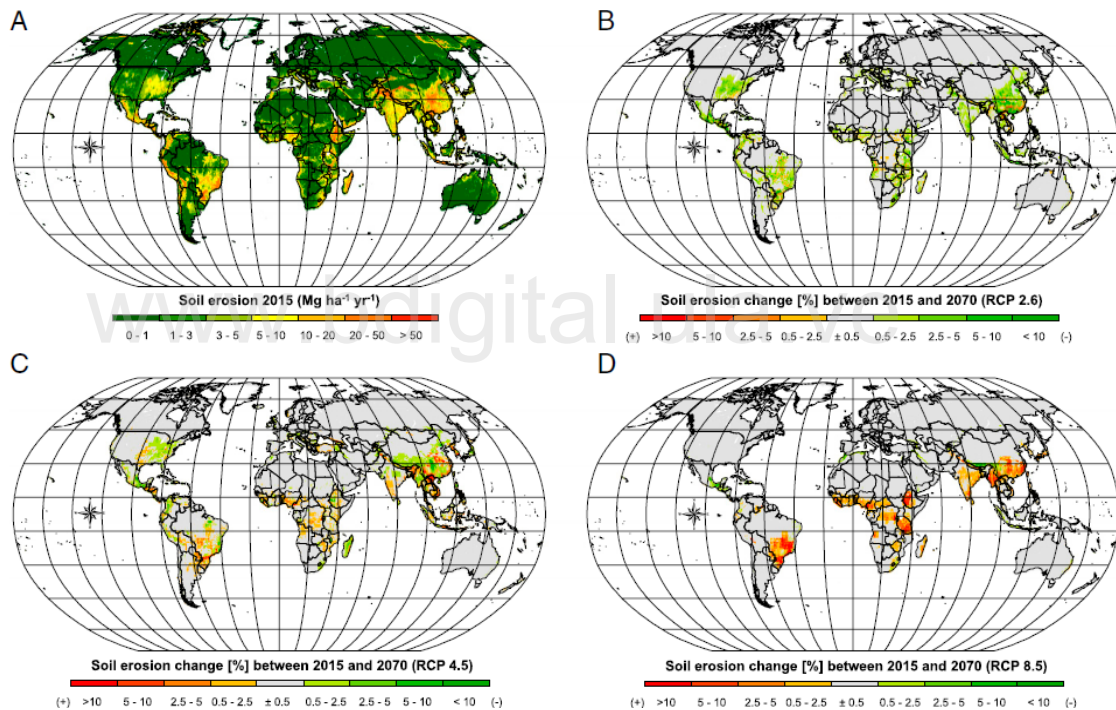


Figura 2. (A) tasas de erosión del suelo. (B-D) cambios de la erosión media anual del suelo entre 2015 y 2070 para tres trayectorias distintas de los gases de efecto invernadero RCP (Borrelli *et al.*, 2020).

Resulta evidente que las tendencias actuales de los procesos de erosión tienen consecuencias catastróficas que afectará no solo a los ecosistemas, sino a millones de personas en las regiones más vulnerables del planeta en las próximas décadas. Es decir, los países más pobres o las economías menos desarrolladas, que son los que suelen sufrir los mayores impactos de la erosión de los suelos (Borrelli *et al.*, 2017; 2020). Un ejemplo de ello es el África

subsahariana, donde se reconoce que más del 80% de la degradación de los suelos se debe a la erosión, y donde la producción de alimentos resulta difícil y limitada (FAO, 2020).

Debido al cambio climático, las decisiones de gestión de la tierra y/o prácticas de uso del suelo deficientes e insostenibles, el mundo está presenciando una disminución alarmante de los suelos fértiles, que se pronostica, continuará y hará que los suelos sean progresivamente infértiles y cada vez más propensos a la sequía, la desertificación y las inundaciones (FAO, 2020). Ante este panorama, la comunidad mundial está actualmente mal preparada y mal equipada para proporcionar una respuesta (Montanarella *et al.*, 2016).

Aunque numerosos estudios sobre los procesos de erosión se han venido realizando a lo largo del tiempo para su comprensión, éstos no se han desarrollado de igual manera y con el mismo alcance en el mundo (Figura 3). Un análisis de bases de datos construida a partir de los estudios realizados entre 1981 y 2015 (Scopus y Web of Science), arrojó que América del Norte y Europa comprendieron el mayor número de lugares de estudio (Figura 3); otras zonas representadas en el conjunto de datos incluían Chile, China y algunos países africanos, no obstante, la tendencia en América del Sur, África Occidental y Oriente Medio es a la poca información (García-Ruíz *et al.*, 2015).

Similares conclusiones fueron halladas por Borrelli *et al.* (2021), considerando 3030 artículos publicados en revistas científicas escritos en inglés entre 1994 y 2017, repartidos de la siguiente manera: Asia (n = 976) y Europa (n = 929) que muestran el mayor número de aplicaciones de modelado, seguido por Norteamérica (n = 613) y en menor medida África (n = 251), Suramérica (n = 123) y Oceanía (n = 104) (Figura 4), de los cuales 1967 se refieren a modelos de erosión de suelo con un promedio de publicación de 70 artículos por año, con una tendencia creciente.

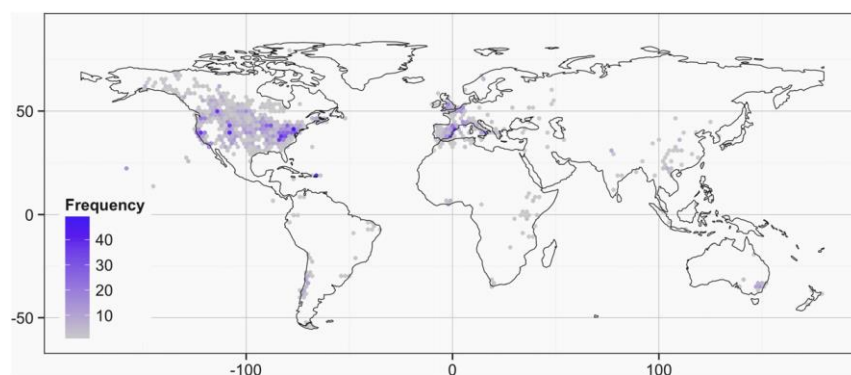


Figura 3. Distribución espacial de los lugares incluidos en la base de datos. El mapa no refleja con precisión la importancia regional de los procesos de erosión, sino más bien la presencia de grupos de investigación en universidades e instituciones de investigación, y la disponibilidad de recursos financieros para llevar a cabo el seguimiento en estaciones experimentales y en cuencas ([García-Ruíz et al., 2015](#)).

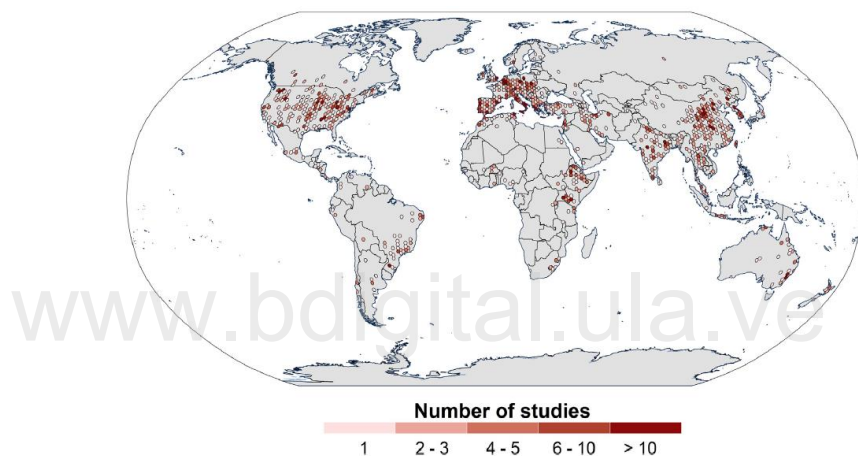


Figura 4. Distribución geográfica de 1833 de los 3030 registros de la base de datos GASEMT para los que se pudieron obtener las coordenadas geográficas de las zonas de estudio ([Borrelli et al., 2021](#)).

El desigual desarrollo de los estudios de erosión en los países es indudable, no obstante, la conservación del suelo y la reducción de su erosión es una necesidad impostergable que tiene que ir más allá de la agricultura y extenderse al ámbito de la conservación de la naturaleza, pues resulta evidente que las disminuciones de estos procesos no sólo tienen un efecto positivo local sobre la biodiversidad y los procesos ecosistémicos del suelo, sino que también pueden tener importantes efectos sobre otros ecosistemas terrestres y acuáticos ([Guerra et al., 2020](#)). Para ello los países deben cambiar las tendencias actuales, mejorando el conocimiento sobre el estado actual y la tendencia de los suelos ([Montanarella et al., 2016](#)).

Una forma de alcanzar estos objetivos, es a través del desarrollo de modelos de estimación de erosión de suelo desarrollados en entornos informáticos, puesto que resulta inviable

realizar mediciones directas en todo el paisaje (parcelas de erosión, uso de trazadores o muestreo de carga de sedimentos en ríos) debido a los altos costos financieros, de tiempo y las dificultades logísticas que ellas implican (Bosco *et al.*, 2015). Una muestra de ello, es que, en las últimas décadas, los modelos de erosión hídrica se han ido combinando cada vez más con interfaces SIG, lo que ha permitido aumentar la escala de las evaluaciones de la erosión del suelo desde el campo hasta la cuenca hidrográfica y escalas superiores, aumento que ha ayudado a centrar las decisiones de gestión del suelo, por ejemplo, al permitir una mayor precisión en la identificación de zonas de mayor riesgo de erosión (Borrelli *et al.*, 2021).

Sin embargo, a pesar de los esfuerzos e importantes progresos realizados en el desarrollo de estos modelos y en la parametrización de los datos de entrada, el valor de predicción todavía es limitado, persisten incertidumbres en cuanto a los resultados no lineales y a los umbrales en juego entre los factores determinantes y los procesos de erosión subsecuentes, especialmente a escala regional y continental, pues a menudo, no se dispone de un conocimiento sistemático de los parámetros climatológicos y de los suelos locales que permitan trasladarlos eficientemente a dichas escalas (Bosco *et al.*, 2015; Borrelli *et al.*, 2021).

Otra limitante que se presenta en los modelos a escala regional y continental, es que estos difieren en cuanto a su grado de complejidad, ya que todos tienden a tener esquemas de modelización de resolución gruesa (aprox. 10 - 60 km de tamaño de pixel) que carecen de la capacidad de representar estadísticamente las condiciones de los sistemas agrícolas locales y el potencial de mitigación que puede derivarse de la agricultura de conservación, restringiendo así la idoneidad de predicción de la erosión hídrica para abordar cuestiones políticas y ayudar a los responsables políticos a explorar la extensión geográfica del problema, tratar los puntos críticos y trabajar con las partes interesadas para mitigar los impactos *in situ* y *ex situ* (Borrelli *et al.*, 2022).

Mejorar el conocimiento de las tasas futuras probables de erosión del suelo, acelerada por la actividad humana, es importante tanto para los responsables políticos implicados en la toma de decisiones sobre el uso del suelo, como para los modeladores del sistema terrestre que tratan de reducir la incertidumbre en las predicciones globales (Borrelli *et al.*, 2020), pues es sobrentendido que un suelo sano es la base de la agricultura mundial y de la seguridad alimentaria (Borrelli *et al.*, 2022).

Por todo lo anterior expuesto, esta Tesis Doctoral se orienta a desarrollar una metodología de identificación de áreas erosionadas y en riesgo de erosión como indicadores de degradación de suelos por erosión hídrica, mediante el empleo de técnicas de percepción remota y Sistemas de Información Geográfica (SIG), enfocándose en datos espectrales de reflectancias de imágenes satelitales, debido a la ausencia que existe en países en vías de desarrollo, de información pluviográfica continua y propiedades del suelo. La premisa es resolver el conocimiento del riesgo de erosión, basado sólo con insumos disponibles digitales gratuitos, constituyendo de esta forma, una solución que podría asociarse con variables derivadas de modelos digitales de elevación (ejemplo: índices de humedad), o de otras cartografías categóricas o continuas. También se busca, que pueda ser replicable en otros espacios de forma semiautomatizada y fungir como primer insumo para definir áreas a concentrar observaciones o establecer cartografía de tipos y grados de erosión.

Finalmente, vale decir que llevar a cabo una gestión sostenible de la tierra, puede ser rentable en todas las escalas y en un periodo de tiempo relativamente corto; esto ayudaría a alcanzar varios objetivos del desarrollo sostenible (ODS) y el compromiso del G7 (países con las economías más grandes del mundo), de sacar del hambre y la malnutrición a 500 millones de personas en los países en vías de desarrollo ([ELD Initiative, 2015](#)).

2. Objetivos

2.1. Objetivo general

Establecer un marco metodológico factible para identificar áreas erosionadas y en riesgo de erosión como indicadores de degradación de suelos por erosión hídrica empleando técnicas de percepción remota y Sistemas de Información Geográfica (SIG) sobre datos aportados por sensores Landsat y Sentinel 2, enfatizándose como requerimiento la simplicidad de datos netamente espectrales para su aplicación en cuencas hidrográficas.

2.2. Objetivos específicos

- Desarrollar una revisión teórica que denote de forma general la importancia y el desarrollo de la ciencia del suelo, sus enfoques, aciertos, desaciertos, interacciones con otros campos de la ciencia y los avances conceptuales y tecnológicos alcanzados.
- Realizar una investigación que presente una perspectiva general del estado actual del conocimiento de la degradación del suelo por erosión hídrica, con énfasis en su evaluación y representación cartográfica, así como la inclusión de fundamentos y

aspectos históricos de mayor relevancia y la explicación de las diversas categorías metodológicas empleadas en su estudio y evaluación, con algunas experiencias de aplicación.

- Determinar la importancia del uso de los sensores remotos y de los Sistemas de Información Geográfica en el estudio de la erosión hídrica.
- Establecer las mejores correcciones radiométricas (atmosféricas y de sombreado topográfico) para imágenes satelitales Landsat 8 OLI y Sentinel 2, a través de la aplicación de algoritmos científicamente validados, requeridos para utilizar de forma confiable los productos de la tecnología satelital en la identificación de áreas erosionadas y en riesgo.
- Identificar áreas erosionadas y en riesgo de erosión mediante sensores remotos y SIG en una cuenca hidrográfica.

3. Estructura de la tesis

La tesis doctoral se plantea en seis capítulos básicos, con formato de artículos, precedidos de un apartado que contiene un resumen, abstract, introducción, objetivos, estructura de la tesis y referencias, y seguidos, por el capítulo final de conclusiones y líneas futuras de investigación. Esta colección de artículos hilvana una secuencia que responde a los objetivos propuestos, cuyo fin es desarrollar la identificación de áreas erosionadas y en riesgo de erosión en espacios donde se carece de información de precipitación y propiedades del suelo muy específicas (intensidad, duración y frecuencia en el caso de las precipitaciones y estructura, permeabilidad y pedregosidad de los suelos, por mencionar algunas), situación muy común en las cuencas montañosas de los andes tropicales venezolanos.

Esta tesis se haya inspirada en uno de los propósitos planteados en el Simposio Global sobre Erosión del Suelo (GSER´19, por sus siglas en Inglés), como lo es el de identificar opciones a consolidar, generar y armonizar tanto los datos sobre erosión de suelos, y de las herramientas de evaluación para promover su uso en la toma de decisiones (FAO, 2019), para de esta manera también contribuir al monitoreo de la cubierta terrestre y la productividad de la tierra, planteadas en el análisis de la Neutralidad de la degradación de Tierras (NDT) señalada en la 12ª Conferencia de las partes de la Convención de Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (CNULD) (Orr *et al.*, 2017), cuyo objetivo de Desarrollo Sostenible (ODS) para el año 2030 es la de fomentar la lucha contra la desertificación, la rehabilitación de las tierras y suelos degradados, incluidos los afectados por desertificación, sequías e

inundaciones y la procura de un mundo con degradación neutra del suelo (*United Nations General Assembly, 2015*), acciones que contribuirían en la lucha contra el cambio climático y la preservación de la diversidad biológica.

A Continuación, se da una visión general del contenido de cada capítulo:

Capítulo I. *Importancia de la ciencia del suelo: interdisciplinaridad, aplicaciones múltiples y necesidad de la seguridad del suelo para contribuir al desarrollo sostenible*

En este apartado, se plantea, a través de una serie de interrogantes, la importancia y el desarrollo de la ciencia del suelo, sus enfoques, aciertos, desaciertos, interacciones con otros campos de la ciencia y los avances conceptuales y tecnológicos alcanzados, las cuales buscan enfatizar la importancia de la ciencia del suelo en el alcance de los ODS y la seguridad del mismo, para finalizar con el señalamiento de inclusión de disciplinas y adelantos tecnológicos que fomenten mejores rendimientos agrícolas asociados a manejos adecuados y a la conservación (de igual modo, se menciona algunos aspectos alusivos a la erosión).

Capítulo II. *Erosión hídrica, fundamentos, evaluación y representación cartográfica: una revisión con énfasis en el uso de sensores remotos y Sistemas de Información Geográfica*

En este capítulo, se tratan los principios fundamentales que determinan los procesos de erosión (definición, importancia, factores, erosividad y erosionabilidad), los cuales fomentan el rompimiento del equilibrio suelo, clima y vegetación y la formación de nuevos suelos. Posteriormente, describe como han sido los procesos de erosión desde una perspectiva histórica a nivel mundial (antecedentes históricos), y su reconocimiento y abordaje como problemática ambiental (seguridad alimentaria y cambio climático). Finalmente, el capítulo culmina con una revisión de las metodologías de trabajo para el estudio y evaluación de la erosión hídrica y experiencias de aplicación, en la que se destaca el uso de los sensores remotos y los Sistemas de Información Geográfica (SIG).

Capítulo III. *Evaluación de métodos de corrección atmosférica y sombreado topográfico en imagen Landsat 8 OLI sobre un área montañosa semiárida*

Esta sección, se presenta como una fase previa y necesaria al empleo de imágenes óptico-electrónicas para la identificación de áreas erosionadas y en riesgo de erosión. Empleando una imagen de un área montañosa semiárida, se aplicaron diversas correcciones atmosféricas (CA), y se solicitó una imagen ya corregida por la *U.S. Geological Survey*, para su

comparación y posterior empleo en el desarrollo diversas correcciones de sombreado topográfico (CST). Los resultados fueron evaluados visualmente (consistencia del color, textura y remoción de sombras) y a través de diversas pruebas estadísticas (histogramas, *t* de Student, coeficiente de variación y diferencias entre coeficientes de variación) con las cuales se determinó la mejor combinación (CA + CST) para ser utilizada en la identificación de áreas erosionadas y en riesgo de erosión.

Capítulo IV. Identificación de áreas erosionadas y en riesgo de erosión mediante percepción remota y SIG en la microcuenca Quebrada Seca

En este texto, se plantea los pasos necesarios para obtener la cartografía de áreas erosionadas y en riesgo de erosión empleándose técnicas de percepción remota y Sistemas de Información Geográfica (SIG), enfocado en datos espectrales de reflectancias de una imagen satelital, debido a la ausencia que existe en países en vías de desarrollo, de información pluviográfica continua y propiedades del suelo. La metodología implicó la estimación del riesgo potencial de erosión hídrica y la generación de cartografía de áreas erosionadas y en riesgo a partir del cálculo de distancia espectral euclidiana a suelos desnudos y de una técnica de percepción remota, seleccionada a través de regresión lineal, para luego determinar con curvas ROC (Características Operativas del Receptor), umbrales de clasificación, que fueron validados con una clasificación supervisada y asociados a valores de riesgo potencial de erosión.

Capítulo V. Identificación de áreas erosionadas y en riesgo de erosión utilizando imágenes Landsat 8 OLI y Sentinel-2, procesamiento digital y SIG

En este capítulo se replicó la metodología propuesta en el apartado anterior sobre imágenes satelitales (Landsat 8 OLI y Sentinel 2) y modelos digitales de elevación (ASTER DEM y Alos Palsar) en una cuenca hidrografía de interés. El propósito de este capítulo estriba en comparar el desempeño de la metodología sobre insumos con diferente resolución espacial.

Capítulo VI. Conclusiones y recomendaciones

Finalmente, se incluye esta sección donde se resumen los hallazgos principales y se ofrecen sugerencias para futuras investigaciones o acciones. En este capítulo, se da cierre a la investigación presentando las conclusiones derivadas del análisis de los datos y se señalan recomendaciones basadas en los resultados.

En otro orden de ideas, se desea señalar que los objetivos específicos de la tesis, planteados en cada uno de los capítulos se han cumplido y se encuentran ya publicados en artículos científicos (capítulos I a V). Para estos trabajos se seleccionaron cinco revistas de difusión científica internacional. Las revistas elegidas tienen una amplia distribución en Latinoamérica, estando una de ellas, *Ingeniería e Investigación*, indexada con un índice de impacto Scimago Journal & Country Rank - SJR de 0,24. Al momento de impresión de la tesis se han efectuado ya las correcciones sugeridas por los revisores. Finalmente, es importante destacar que, producto de la estancia doctoral para conformar una base de datos de suelos necesarios para la ejecución del RPEH, se elaboró un artículo de forma indirecta, conjuntamente con el personal del laboratorio Bioambiental de la UNET, dicho documento fue publicado en la revista de la universidad del Zulia, la cual está abocada a los temas de Ciencias del Agro, Ingeniería y Tecnología (<http://dx.doi.org/10.46925//rdluz.36.12>).

Tabla 1. Lista de publicaciones derivada de la tesis

Capítulo	Artículo científico
I	Camargo, C., Pacheco, C. y López, R. (2022). Importancia de la ciencia del suelo: interdisciplinaridad, aplicaciones múltiples y necesidad de la seguridad del suelo para contribuir al desarrollo sostenible. <i>Boletín de la Sociedad Geográfica de Colombia</i> . Vol. 51 (141), 15 - 40.
II	Camargo, C., Pacheco, C. y López, R. (2017). Erosión hídrica, fundamentos, evaluación y representación cartográfica: una revisión con énfasis en el uso de sensores remotos y sistemas de información geográfica. <i>Gestión y Ambiente</i> . Vol. 20(2), 265-280.
III	Camargo, C., Pacheco, C. y López, R. (2021). Evaluación de métodos de corrección atmosférica y sombreado topográfico en imagen Landsat 8 OLI sobre un área montañosa semiárida. <i>UD y la Geomática</i> (16), 23-39.
IV	Camargo C., Pacheco, C., Monjardin, S., López, R. y Gómez, T. (2023). Identification of Eroded and Erosion Risk Areas Using Remote Sensing and GIS in the Quebrada Seca watershed. <i>Ingeniería e Investigación</i> . Vol. 43 (3), e105003.
V	Camargo, C., Pacheco, C., Gómez, T., López, R. y Monjardin, S. (2024). Identificación de áreas erosionadas y en riesgo de erosión utilizando imágenes Landsat 8 OLI y Sentinel-2, procesamiento digital y SIG. <i>Revista de Ciencias</i> . Vol. 27 (2), 13572.
Artículo indirecto	Álvarez, L., Camargo, C., Barbosa, A., Montilla, J., Trujillo, E. y Chacón, L. (2022). Gestión del Laboratorio Bioambiental de la Universidad Nacional Experimental del Táchira (UNET) como referente de datos físico-químicos de los suelos del estado Táchira-Venezuela. <i>Revista De La Universidad Del Zulia</i> . 3ª época. Año 13 N° 36, 173 – 188.

Como se observa en la Tabla 1, el doctorando Christopher Camargo es el autor principal en los cinco artículos generados de la tesis, y es coautor en un artículo elaborado en conjunto con el personal del laboratorio Bioambiental UNET. Además de estos manuscritos, el doctorando es autor o coautor, en otras publicaciones que se presentan a continuación:

- Malaver, Z., **Camargo, C.**, Osorio, A. y Andrades, J. (2023). Cambios en la cobertura y usos de la tierra en el municipio de Antolín del Campo, Estado de Nueva Esparta - Venezuela, durante los períodos 2015-2018 y 2018-2022. *Revista de Ciencias*, 26(2), 1-25.
- Pacheco, C., Hernández, D. y **Camargo, C.** (2023). Degradación forestal y emisiones de carbono por el aprovechamiento forestal selectivo en la reserva forestal Imataca. *Revista Forestal Latinoamericana*. 36 (Especial), 48-99.
- Pacheco-Angulo, C.; Plata-Rocha, W., Serrano, J., Vilanova, E., Monjardin-Armenta, S., González, A. y **Camargo, C.** (2021). A Low-Cost and Robust Landsat-Based Approach to Study Forest Degradation and Carbon Emissions from Selective Logging in the Venezuelan Amazon. *Remote Sens.*, 13, 1435.
- Andrades, J., Cuesta, L., **Camargo, C.**, López, J., Torres, H. y Osorio, A. (2020). Propuesta metodológica para la construcción y selección de modelos digitales de elevación de alta precisión. *Colombia Forestal*, 23(2), 34-46.
- **Camargo, C.**, Calderón-Dávila, A.G., Lobo-Márquez, J.A. y Ovalles-De Cabezas, Y. (2020). Identificación de conflictos y propuesta de asignación de usos de la tierra en la subcuenca quebrada Mejías, municipio Antonio Pinto Salinas, estado Mérida, Venezuela. *Revista de Topografía Azimut*, 11, 46-65.
- **Camargo, C.**, Pacheco C. y Jaimes, M. (2018). Determinación del uso de la tierra en la microcuenca torrencial Quebrada Seca, Estado Táchira, Venezuela 2013. *UD y la Geomática*, 13, 49-60.
- Perruolo, G. y **Camargo, C.** (2017). Estimación de capacidad de carga turística en el área Chorro El Indio, estado Táchira, Venezuela. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 26(2), 77-90.
- **Camargo, C.**, Vargas, V., Rojas, A. y Pacheco, C. (2016). Estimación de cobertura boscosa mediante el sistema TerraAmazon y análisis de fragmentación en los municipios de Viotá (Cundinamarca) y Fuentedeoro (Meta), Colombia (2016). XVIII Simposio Brasileiro de sensores remotos - SBSR.
- **Camargo, C.**, Vidal, R. y Andrades, J. (2014). Evaluación multitemporal de procesos de erosión en ladera mediante el uso de SIG y sensores remotos en la micro-cuenca torrencial “La Machiri”, estado Táchira – Venezuela. *Revista Geográfica Venezolana*, 55(1), 85-99.

- **Camargo, C.**, Andrades, J. y Vidal, R. (2014). Evaluación de MDE para la estimación de volúmenes por procesos de erosión aplicando análisis de autocorrelación espacial en una cuenca de los andes venezolanos caso de estudio: microcuenca torrencial la Machirí. *Colombia Forestal*, 17(1), 40-59.
- Pacheco, C., **Camargo, C.**, Arias, F., Gutiérrez, N., Gaméz, L. y Vilanova, E. (2014). Utilización del Sistema TerraAmazon para la evaluación de cambios en la cobertura forestal en una cuenca de los Andes venezolanos (1988-2014). de ID n° “464” XVII Simposio Brasileiro de sensores remotos – SBSR.
- **Camargo, C.**, Vidal, R. y Andrades, J. (2011). Medidas y experiencias desarrolladas para la conservación y recuperación de la micro-cuenca “La Machirí” Estado Táchira. *Revista Forestal Latinoamericana*, 26(2), 133-156.

Dichos artículos se pueden consultar a través de los sitios web Researchgate y Google Scholar:

<https://www.researchgate.net/profile/Camargo-Cristopher>

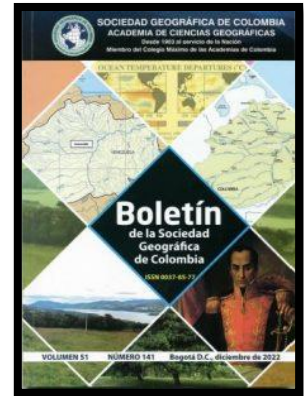
<https://scholar.google.com/citations?user=6uhKBw8AAAAJ&hl=es>

Finalmente, esta tesis sintetiza información presentada en los tres seminarios doctorales, así como otros borradores, elaborados en el desarrollo del doctorado, que por cuestiones de extensión no pudieron ser presentados. Sin embargo, muchos de ellos serán usados en la generación de nuevas publicaciones y en el desarrollo de las líneas futuras de investigación.

Referencias citadas

- Borrelli, P., Robinson, D. A., Fleischer, L. R., Lugato, E., Ballabio, C., Alewell, C., ... y Panagos, P. (2017). An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nature communications*, 8(1), 2013.
- Borrelli, P., Robinson, D. A., Panagos, P., Lugato, E., Yang, J. E., Alewell, C., ... y Ballabio, C. (2020). Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(36), 21994-22001
- Borrelli, P., Alewell, C., Alvarez, P., Anache, J. A. A., Baartman, J., Ballabio, C., ... y Panagos, P. (2021). Soil erosion modelling: A global review and statistical analysis. *Science of the total environment*, 780, 146494.
- Borrelli, P., Ballabio, C., Yang, J. E., Robinson, D. A. y Panagos, P. (2022). GloSEM: High-resolution global estimates of present and future soil displacement in croplands by water erosion. *Scientific Data*, 9(1), 406.

- Bosco, C., De Rigo, D., Dewitte, O., Poesen, J. y Panagos, P. (2015). Modelling soil erosion at European scale: towards harmonization and reproducibility. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 15, 225–245. <https://doi.org/10.5194/nhess-15-225-2015>
- ELD Initiative. (2015). The value of land: Prosperous lands and positive rewards through sustainable land management. www.eld-initiative.org
- FAO. (2019). Outcome document of the Global Symposium on Soil Erosion. Rome.
- FAO. (2020). World Soil Day – 5 December 2019 Overview and key results. Rome.
- FAO. (2021). The state of the world’s land and water resources for food and agriculture – Systems at breaking point. Synthesis report 2021. Rome. <https://doi.org/10.4060/cb7654en>
- FAO. (2022). Overview of land degradation neutrality (LDN) in Europe and Central Asia. Rome. <https://doi.org/10.4060/cb7986en>
- FAO y ITPS. (2015). The Status of the world’s soil resources (main report). FAO, Rome.
- FAO y UNEP. (2021). Global assessment of soil pollution - Summary for policy makers. Rome, FAO. <https://doi.org/10.4060/cb4827en>
- García-Ruiz J.M., Beguería, S., Nadal-Romero, E., González-Hidalgo, J.C., Lana-Renault, N. y Sanjuán, Y. (2015). A meta-analysis of soil erosion rates across the world. *Geomorphology*, 239: 160–1733
- Guerra, C. A., Rosa, I. M., Valentini, E., Wolf, F., Filipponi, F., Karger, D. N., ... y Eisenhauer, N. (2020). Global vulnerability of soil ecosystems to erosion. *Landscape ecology*, 35, 823-842
- Montanarella, L., Pennock, DJ., McKenzie, N., Badraoui, M., Chude, V., Baptista, I., Mamo, T., Yemefack, M., Aulakh, MS., Yagi, K., Hong, SY., Vijarnsorn, P., Zhang, GL., Arrouays, D., Black, H., Krasilnikov, P., Sobocká, J., Alegre, J., Henrique, CR., Mendonça-Santos, MDL., Taboada, M., Espinosa-Victoria, D., Al Shankiti, A., AlaviPanah, SK., Mustafa Elsheikh, EAE., Hempel, J., Arbestain, MC., Nachtergaele, F. y Vargas, R. (2016). World’s soils are under threat. *Soil*, 2:79–82.
- Orr, B. J., Cowie, A. L., Castillo Sanchez, V. M., Chasek, P., Crossman, N. D., Erlewein, A., ... y Walter, S. (2017). Scientific Conceptual Framework for Land Degradation Neutrality. A Report of the Science-Policy Interface. United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD), Bonn, Germany.
- United Nations General Assembly. (2015). Transforming Our World: the 2030 Agenda for Sustainable Development. Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015. http://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/70/1&Lang=E
- Wuepper, D., Borrelli, P. y Finger, R. (2020). Countries and the global rate of soil erosion. *Nature sustainability*, 3(1), 51-55. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0438-4>



Capítulo I: Importancia de la ciencia del suelo: interdisciplinaridad, aplicaciones múltiples y necesidad de la seguridad del suelo para contribuir al desarrollo sostenible

Importance of Soil Science: interdisciplinarity, multiple applications and the need for soil security to contribute to sustainable development

Importância da Ciência do Solo: interdisciplinaridade, múltiplas aplicações e necessidade de segurança do solo para contribuir para o desenvolvimento sustentável

Publicación derivada:

Camargo, C., Pacheco, C. y López, R. (2022). Importancia de la ciencia del suelo: interdisciplinaridad, aplicaciones múltiples y necesidad de la seguridad del suelo para contribuir al desarrollo sostenible. *Boletín de la Sociedad Geográfica de Colombia*. Vol. 51 (141), 15 - 40. <https://doi.org/10.15446/ga.v20n2.63917>

Resumen

El presente artículo constituye una revisión teórica que tiene por objeto conocer la importancia y el desarrollo de la ciencia del suelo, sus enfoques, aciertos, desaciertos, interacciones con otros campos de la ciencia y los avances conceptuales y tecnológicos alcanzados. Con ese propósito, se constituye una serie de interrogantes con los que se pretende establecer un marco general, que sirva para reseñar la evolución histórica del conocimiento del suelo, los principios que han hecho parte de dicho proceso, su relación con otras ciencias y su contribución con el logro del desarrollo sostenible. A partir de ello, se evidencia el vital valor que posee el recurso suelo para la humanidad a través de sus diversas funciones ecosistémicas, conclusión que ha sido resultado del desarrollo de la ciencia del suelo a lo largo del tiempo por parte de diversos científicos y sus enfoques, que han generado numerosos cambios en la construcción teórica y metodológica de la ciencia y que apuntan a continuar cambiando, por su gran dinamismo. De igual modo, se destaca la imperiosa necesidad de organizar y clasificar la información generada para efectos de un amplio y creciente aprovechamiento y utilidad, en diferentes categorías de estudios: exploratorios, generales, semidetallados y detallados. Se denota también la importancia de la ciencia del suelo en otras ciencias, donde sus aportes son clave para comprender los fenómenos acaecidos que afectan el paisaje y el ambiente en general, tanto en el sentido teórico como práctico, los cuales deben contribuir a los Objetivos del Desarrollo Sostenible y afianzar la seguridad del suelo. Finalmente, se insta a la inclusión de otras disciplinas como la geoestadística y demás avances tecnológicos a fin de mejorar la precisión de los estudios de suelos, en aras, entre otros fines, de fomentar mayores rendimientos agrícolas asociados a manejos adecuados y a la conservación del recurso.

Palabras clave: ciencia del suelo, desarrollo sostenible, seguridad del suelo, conservación del suelo.

Abstract

This article is a theoretical review that aims to know the importance and development of Soil Science, its approaches, successes, failures, interactions with other fields of science conceptual advances and technological achievements. Through a series of questions, it is intended to establish a general framework, to follow the historical evolution of soil knowledge, the principles of science that have been part of it, its relationship with other

sciences and its contribution with the achievement of sustainable development. The soil resource has a vital value for humanity through its various ecosystem functions, a conclusion that has been the result of Soil Science development over time by various scientists and their approaches, which have generated numerous changes in the theoretical and methodological construction of the science and that aims to continue changing, due to its great dynamism. Equally, it stands out the imperative need to organize and classify information, generated for the purposes of its wide use and utility, in exploratory, general, semi-detailed and detailed, study categories. It also denotes the importance of Soil Science in other sciences, where its contributions are key to understand the phenomena that occur in the landscape and the environment in general, both in the theoretical and practical sense, which should contribute to the Objectives of the Sustainable Development and strengthen soil security in the coming years. Finally, highlight the inclusion of other disciplines such as geostatistics and other technological advances to improve the accuracy of soil studies, among other purposes, to promote higher agricultural yields associated with proper soil management and conservation.

Key words: Soil science, sustainable development, soil security, soil conservation.

Resumo

Este artigo é uma revisão teórica que visa compreender a importância e o desenvolvimento da ciência do solo, as suas abordagens, sucessos, fracassos, interações com outros campos da ciência e os avanços conceituais e tecnológicos alcançados. Com este objetivo, surge uma série de questões que delineiam um quadro geral que serve para nortear a evolução histórica do conhecimento do solo, os princípios que têm feito parte deste processo, a sua relação com outras ciências e a sua contribuição para a realização do Desenvolvimento Sustentável. Este é o resultado do desenvolvimento da ciência do solo ao longo do tempo por diferentes cientistas e suas abordagens, que geraram numerosas mudanças na construção teórica e metodológica da ciência e que visa continuar a mudar, devido o seu grande dinamismo. Do mesmo modo, é também realçada a necessidade imperativa de organizar e classificar a informação gerada para efeitos de uma utilização e utilidade ampla e crescente, em diferentes categorias de estudos: exploratórios, gerais, semi-detalhados e detalhados. A importância da Ciência do Solo noutras ciências é também notada, onde as suas contribuições são fundamentais para a compreensão dos fenômenos manifestações que afetam a paisagem e o ambiente em geral, tanto no sentido teórico como prático, o que deverá contribuir para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável e reforçar a segurança do solo. Finalmente, a

inclusão de outras disciplinas tais como a geoestatística e outros avanços tecnológicos é exortada a fim de melhorar a precisão dos levantamentos do solo, e de promover rendimentos agrícolas mais elevados associados a uma gestão e conservação adequadas do recurso, entre outros objetivos.

Palavras-chave: ciência do solo, desenvolvimento sustentável, segurança do solo, conservação do solo.

Introducción

El conocimiento del suelo, de acuerdo con [Casanova \(2005\)](#) y [De La Rosa \(2008\)](#), se ha desarrollado estrechamente vinculado con la historia de su utilización, principalmente con un enfoque edafológico, para cultivar plantas y hacer agricultura. No obstante, también ha resultado importante para otros fines no agrícolas, tales como la ingeniería, construcción, ordenación del territorio y la tasación, entre muchos otros.

También es importante destacar que la ciencia del suelo, en los últimos años, ha pasado de ser una disciplina muy enfocada en el estudio de la caracterización y de los mecanismos fundamentales de los sistemas del suelo, en los aspectos de mineralogía, física, química, biología e hidrología, entre otros, para involucrarse también en el confrontamiento de los cambios ambientales contemporáneos y sus consecuencias, como señalan [Hartemink y McBratney \(2008\)](#).

Por ello, se destaca la importancia de un claro entendimiento de la información básica generada por los especialistas de la ciencia del suelo, de la adquisición de datos, de su análisis e interpretación y de las múltiples aplicaciones factibles, así como también de la manifestación de las dificultades y limitaciones pertinentes a la interacción interdisciplinaria. El suelo, como recurso multifuncional, debe conocerse para utilizarlo adecuadamente, lo cual implica conservarlo para asegurar su sostenibilidad y seguridad como soporte de diversidad de funciones esenciales ecosistémicas.

En aras de complementar el alcance de estos planteamientos introductorios, se presentan y desarrollan una serie de cuestionamientos cuya discusión podrá ser de interés para los usuarios de la información de suelos, muy particularmente para los no especialistas, tal como sigue: ¿cuál es la importancia de los estudios de suelo?, ¿cómo ha sido el desarrollo de la ciencia del suelo?, ¿por qué la necesidad de organizar la información existente de suelos?, ¿por qué los periódicos cambios en métodos y nomenclaturas que presenta la información

del suelo a través del tiempo?, ¿cómo se representan los diversos tipos de suelos y sus procesos? y ¿cómo se plantea la contribución de la ciencia del suelo para el logro del desarrollo sostenible en los años por venir?

Con estas interrogantes, se pretende mostrar un breve marco donde quede evidenciada la evolución histórica del conocimiento del suelo, los principios de la ciencia que han hecho parte de ella, los problemas encontrados y los logros y avances metodológicos alcanzados, para culminar con un esbozo sobre la *complementariedad con otras ciencias* que ha tenido a lo largo del tiempo y que le han valido significativos aportes en su desarrollo, y, por otra parte, mostrar sus potencialidades para contribuir con el logro del desarrollo sostenible en los años por venir. Ello desde un enfoque que busca despertar el interés de los profesionales y usuarios no especialistas en la ciencia del suelo. Es así como la información se presenta de un modo fácilmente aprehensible, sin la necesidad de ser extremadamente exhaustiva, evitando así caer en un debate epistemológico sobre cómo se formó y se forma dicho conocimiento.

1. ¿Por qué es importante estudiar el suelo?

Esta respuesta radica en que es un recurso *fundamental* para los seres humanos y para toda la vida terrestre como el agua y el aire, no hay reemplazo de este, pues es un recurso vital para el desarrollo de plantas, la obtención de combustibles y fibras, para la cría de ganado, para el anclaje de bases para viviendas y otras edificaciones e incluso para la construcción de campos deportivos o el enterramiento de desechos sólidos (Singer & Munns, 1992; Casanova, 2005; Plaster, 2005; Chaudhary & Kumar, 2018) y de reconocida importancia en el confrontamiento de los cambios ambientales contemporáneos (Hartemink & McBratney, 2008).

Las funciones del suelo son de vital importancia y deben ser protegidas para el bienestar general de las actuales y futuras generaciones (European Commission, 2006; Panagos & Montarella, 2018; Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO], 2019).

Se pueden precisar las funciones principales del suelo, tal como sigue:

- Producción de biomasa, incluyendo agricultura y silvicultura.
- Almacén, filtro, amortiguador y transformador de nutrientes y sustancias en la solución del suelo.

- Regulación de la infiltración, almacenamiento y flujo del agua dentro del suelo.
- Almacén de biodiversidad, variedad de hábitats, especies y genes.
- Ambiente físico y cultural para los seres humanos y sus actividades.
- Fuente de materias primas.
- Almacén de carbono. Regulación de emisiones de CO₂, N₂O y CH₄.
- Archivo de patrimonio geológico y arqueológico.

Pero el recurso *suelo* se extiende mucho más allá de estas consideraciones ecosistémicas o agronómicas e incluye innumerables variables que provienen de la orilla de la cultura, como ser un factor esencial de las luchas del poder político, elemento indispensable en la generación de relaciones sociales y económicas y el eco de acciones tecnológicas enfocadas al uso de los recursos naturales (Sicard, 2004).

Se evidencia, entonces, el gran interés de explotación que tienen los suelos y por tanto la necesidad de reconocerlos como sistemas físicos, químicos y biológicos altamente organizados; destaca, además, la importancia de conocer sus propiedades, su rol en el ambiente y la necesidad de su adecuado manejo (Fitzpatrick, 2011). De aquí la relevancia para que dicho componente de la naturaleza haya sido y sea abordado por el saber humano como *ciencia*, es decir, un conjunto de conocimientos obtenidos mediante observación y razonamiento, sistemáticamente estructurados, de los que se deducen principios y leyes generales con capacidad predictiva y comprobables experimentalmente (Real Academia Española [RAE], 2014, definición 1), condición *sine qua non* para conformar la ciencia del suelo.

A manera de ejemplo de un modo concreto, en América Latina el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC) de Colombia ha puntualizado los objetivos por los cuales se realizan estudios del suelo: 1) conocer la respuesta económica de las tierras al ser regadas o drenadas mediante diferentes sistemas, de modo que garanticen la generación de ingresos y la sustentabilidad del recurso, 2) entender la capacidad de uso y manejo óptimo de las tierras de un territorio y 3) reconocer la distribución de los suelos y tierras con la finalidad de establecer aplicaciones prácticas (IGAC, 2014).

Las ideas anteriormente esbozadas se pueden apreciar esquemáticamente en la Figura 1, en la cual se observa que tanto usos como objetivos de estudio parten de una base común: el

suelo como un cuerpo complejo, compuesto por un sistema químico, físico y biológico, cuya correcta comprensión propende a su máxima productividad y sostenibilidad. Sobre estos preceptos, destaca [Burbano \(2002\)](#), descansa la ciencia del suelo como disciplina científica.

Tal como señala [Blum \(2005\)](#), la importancia de los suelos destaca a través de su condición de nexo esencial entre las diferentes esferas del ambiente terrestre facilitando un diverso arreglo de importantes funciones, previamente citadas, en la producción de alimentos, purificación del agua, secuestro de carbono, salvaguarda de la energía, apoyo de la infraestructura crítica, provisión de superficie para el desarrollo y suministro de materias primas.

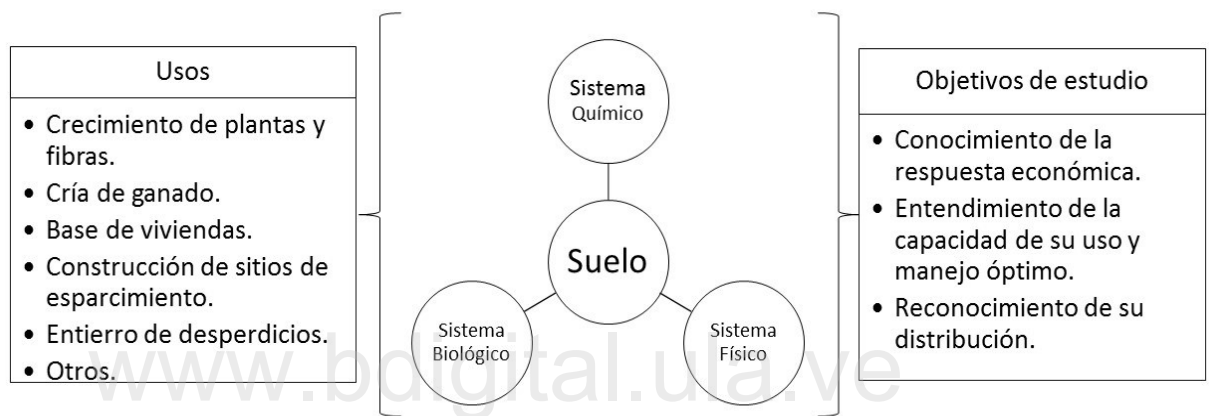


Figura I. 1. El suelo como sistema, sus usos frecuentes y sus objetivos de estudio. Fuente: elaboración propia.

2. ¿Cómo se ha desarrollado la ciencia del suelo?

La ciencia enseña lo que es correcto a partir del establecimiento de hipótesis, la experimentación de alternativas y el análisis de procesos, cuyos propósitos son la verificación de lo que realmente está sucediendo y la demostración de sus causas y efectos ([Stocking & Murnaghan, 2003](#)). Con respecto al suelo, aunado a las anteriores premisas, la aplicación de la ciencia ha versado también en la interpretación de la información de los estudios para la planificación de su uso, los cuales requieren el descubrimiento de aquellas propiedades que son críticas para un uso, en particular, y que sería de difícil modificación económica ([Singer & Munns, 1992](#)) si hubiera un interés en especial para hacerlo.

Haciendo alusión a los procesos, causas y efectos que suceden en el ambiente físico a partir de los métodos que exige la ciencia, [Kirkby y Morgan \(1980\)](#) han afirmado que estos se han obtenido a partir del desarrollo de estudios descriptivos y experimentales por igual. Como

ejemplo de los primeros, tenemos el análisis de las distribuciones geográficas y la construcción de taxonomías biológicas, así como también la elucidación de la columna estratigráfica, y en el caso de los segundos está el estudio de todos los procesos en todas sus escalas; en el caso de los suelos, como muestra evidente, están las distribuciones geográficas de sus procesos inherentes a escala global, regional y local.

El proceso de indagación de un fenómeno o elemento del ambiente físico inicia con una suposición que conduce a deducir algo acerca del objeto de interés. En el caso de los estudios de suelo, el objeto es el propio suelo y este en el paisaje (Brown, 1998), el cual puede estudiarse en forma independiente o como parte del ambiente (Fitzpatrick, 2011). Esta capacidad dual de poder realizar la investigación permite que, en el caso de procesos como los de la erosión (por mencionar alguno), puedan realizarse tanto a escala microscópica como de paisaje (Imeson & Curfs, 2008).

Es importante agregar que, solo yendo al objeto o elemento del ambiente físico, en este caso, el suelo, y recolectando información empírica a través de la observación directa se puede verificar una suposición inicial realizada o descartarla y considerar otras probablemente mejores (Brown, 1998). Las observaciones directas se realizan en el paisaje, ya que el suelo está relacionado y es insoluble de él, pues este influye en la cantidad de agua que penetra hasta el material parental, la longitud y grado de la pendiente que presenta la superficie terrestre, afecta el balance entre la formación de suelos y la erosión que lo destruye y, finalmente, la estabilidad de su superficie, que pueden determinar su existencia en el tiempo (Singer & Munns, 1992).

Se hace notable, por consiguiente, la necesidad de estudiar las leyes de las distribuciones geográficas, pues ocupan una posición muy importante en la geografía de los suelos, dado a que su desarrollo está en armonía con el espacio y el tiempo. El desentendimiento de esta relación impediría la comprensión de sus procesos formadores o genéticos (Durán *et al.*, 1989). Es establecer, por tanto, la premisa de que los suelos no son cuerpos invariables, sino que, por el contrario, están en continua formación y cambio, constituyendo un contínuum de espacio-tiempo (Fitzpatrick, 2011).

Al tener observaciones en un punto o varios en el paisaje, el proceso de estudio ha consistido y consiste en continuar con la utilización del razonamiento inductivo para crear una hipótesis, luego retornar al paisaje para hacer mediciones y así verificarla o rechazarla; con esta mejor

comprensión, se usa de nuevo el razonamiento inductivo para hacer generalizaciones. Este proceso puede dar lugar a modelos de simulación que verdaderamente representen la naturaleza y el comportamiento de los suelos, pero esto solo puede suceder si se hace un continuo regreso al modelo suelo-paisaje para su verificación final (Brown, 1998).

Aunado a este proceso de deducción-inducción, resulta apremiante subrayar que los estudios de suelos, a lo largo de su desarrollo como ciencia, han presentado muchos problemas relacionados con la precisión y la fiabilidad para representar y verificar la verdadera naturaleza y los procesos que ocurren en él. Stocking y Murnaghan (2003) han señalado que, en el caso de la precisión, es poco probable que cualquier medición realizada en campo sea tan precisa en comparación con una desarrollada en un laboratorio. Muestra de ello sería el empleo de una regla marcada en milímetros para medir el efecto de un proceso que sea significativo a un nivel de orden menor al milímetro (ejemplo: 0,1 mm), lo que conduce inevitablemente a imprecisiones; añaden los citados autores que también es imprecisión que los resultados obtenidos en un lugar son difíciles de reproducir en otro. En cuanto a la fiabilidad, han indicado que muchos medios para controlarla no están normalmente disponibles para el investigador, situación que ha conllevado la búsqueda de indicadores y métodos que permitan realizar las comprobaciones indirectamente.

Otra serie de problemas se han presentado a la hora de exhibir los resultados de los estudios de suelos. Kirkby y Morgan (1980) han señalado que la evaluación de los resultados comunicados en la literatura existente hasta entonces habían planteado problemas de grado tal que los mismos investigadores, muy a menudo, no los habían expuesto con claridad. Ello debido a que, con excepción de los métodos geotécnicos, los estudios de suelos se encontraban en una etapa muy experimental e incluso podría llegar a asomar la idea de afirmar que cada laboratorio había desarrollado sus propias técnicas, las cuales evolucionaron sin una tendencia a un proceso de estandarización. Esto puede resultar también entendible debido a las diferentes ciencias que han abordado los estudios de suelo, pues, sobre este componente, la geología (principalmente la mineralogía de suelos), la biología (especialmente la microbiología de suelos), la química y la física se han abocado y, a su vez, combinado (Singer & Munns, 1992).

En cuanto al desarrollo de los estudios de los aspectos químicos iniciados entre los años 1700 y 1800, que constituyó una verdadera tradición académica que duró hasta comienzos del siglo XX, simultáneamente la geología fue desarrollándose y fue realmente la primera ciencia en

realizar métodos de campo aplicados a los suelos. A mediados del siglo XIX, algunos geólogos iniciaron estudios geográficos de suelos y su relación con las condiciones agrícolas. Quizás estas fueron las primeras observaciones del suelo como un material de roca erosionada y no como un cuerpo organizado e independiente (Smith, 1998).

Otro problema ha ocurrido con los resultados derivados de las mediciones de campo que tienden a integrar una amplia variedad de procesos. En el caso de la degradación de suelos, por ejemplo, concepto muy amplio, además, que incluye no solo los atributos del medio físico, sino también la forma en que se maneja y cómo la naturaleza reacciona al uso por el hombre, la integración de las variables resulta esencial si el investigador tiene que presentar resultados de un conjunto de procesos a los que el agricultor se enfrenta en la realidad. Como consecuencia, de acuerdo con Stocking y Murnaghan (2003), el método científico de “desarticular” los procesos naturales hasta llegar a sus elementos singulares para su estudio y después realizar su posterior ensamblaje para que vuelvan a alcanzar la realidad compleja original tiene una dudosa validez en los sistemas ecológicos, donde lo que más influye son las interacciones constantes entre sus partes. Un resumen esquemático de los planteamientos señalados se puede observar en la Figura 2.

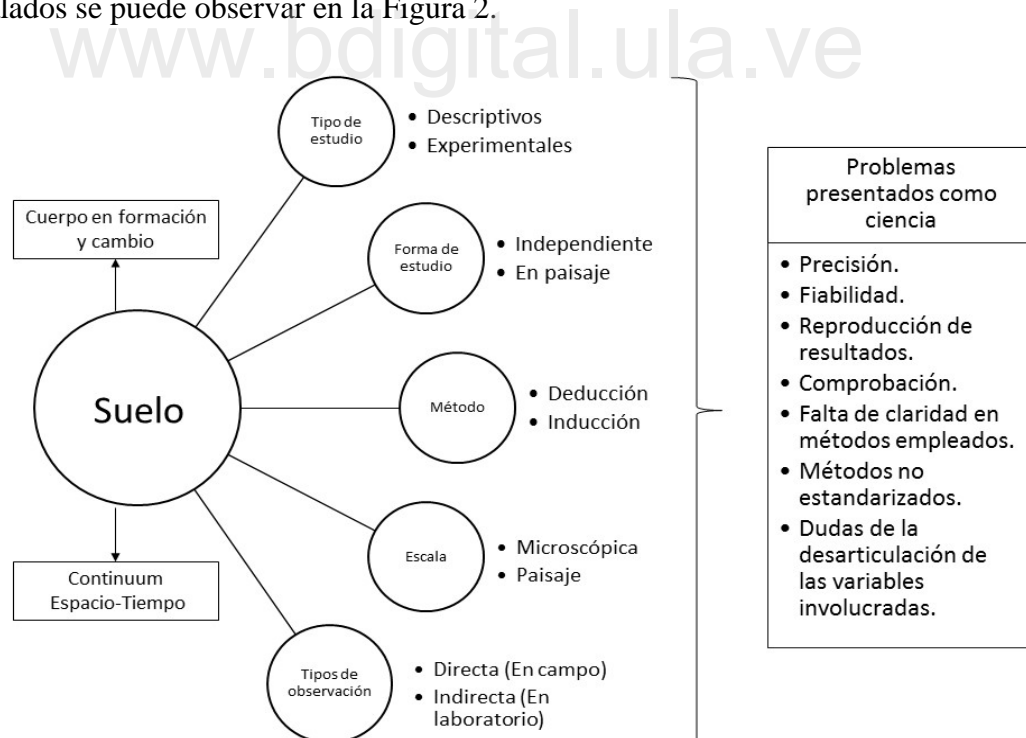


Figura I. 2. Abordaje del objeto de estudio de la ciencia del suelo, sus implicaciones y problemas presentados. Fuente: elaboración propia.

3. ¿Por qué los periódicos cambios en nomenclaturas y métodos que afecta la información del suelo a través del tiempo?

Los problemas para entender el suelo se hacen también evidentes, por ejemplo, si se abordan procesos de degradación como la erosión. Al respecto, [Kirkby y Morgan \(1980\)](#) han señalado que las distribuciones de la erosión a lo largo del año y alrededor del mundo solo pueden explicarse parcialmente, por tanto, es válido considerar que la mecánica de la erosión no se ha entendido perfectamente, ya que existe un margen considerable para su reevaluación.

Tal afirmación, podría decirse, ha mantenido vigencia hasta nuestros días si se revisan los continuos y diversos trabajos en el abordaje de los variados estudios de suelos (incluidos los procesos de erosión) y no solo obedece a un proceso de revisión y reflexión realizado en las últimas décadas, sino que, por el contrario, los antecede. Así quedó demostrado con la respuesta dada a la interrogante: *¿cuándo los estudios de suelos terminarán de cambiar sus métodos y nomenclaturas?*, planteada por Charles Kellogg en la Convención de Green Lake, Wisconsin, en 1955, sobre el estado de los estudios de suelos en Estados Unidos y el mundo, a lo que expresó fehacientemente: *“cuando terminemos de aprender acerca de los suelos”* ([Mausbach, 1998](#)). Dicha reflexión es prueba inequívoca de la complejidad de los procesos de razonamiento de lo que sucede con este componente.

Ahora bien, si se incluye el abordaje de los procesos de erosión en el pasado (edad antigua y sucesivas), resulta aún más difícil su comprensión, evidentemente, por la falta de registros que los demuestren claramente. Esta situación ha tratado de ser solventada a partir del enfoque geomorfológico relacionado con yacimientos arqueológicos que han presentado cambios drásticos en el paisaje y que constituyen en sí mismos registros sedimentarios al utilizar los restos arqueológicos para ser datados. De tal forma, ayudan a la reconstrucción paleogeográfica de los ambientes ([Carmona, 2003](#); [Giménez, 2009](#)).

Otro enfoque lo ha constituido el establecimiento de tasas aproximadas de retrocesos de vertientes a partir de sedimentos, como en el caso del estudio sobre los sedimentos depositados en los últimos cinco milenios en el interior de la cavidad la cova de l'Or ([Fumanal & Calvo, 1981](#)) o la determinación de notables rasgos de erosión en la isla de Malta 3000 años a. de C. ([Vidal, 2003](#)).

Retomando el tema de la alternancia entre la deducción e inducción y última verificación (planteada en la anterior pregunta), vale reafirmar que estos procesos son los que conducen

al avance del conocimiento de la ciencia (Brown, 1998), la cual depende de un conjunto de reglas lógico-racionales sistematizadas que se aplican tanto al pensamiento como al lenguaje científico (Ávila Baray, 2006).

En efecto, dado que hace falta mucho por saber acerca de los paisajes en los diversos contextos, se puede aseverar que nunca se podrá saber todo acerca del suelo (Brown, 1998). Esto resulta comprensible debido al hecho de que investigar no es una tarea sencilla (de lo contrario, estaría “todo investigado”), proceso que también resulta difícil porque la formulación de las interrogantes, de los métodos y de los mismos resultados no llegan a ser, de buenas a primeras, explícitos (Goldman, 2013).

Por otro lado, también existe un alto riesgo de que algunas partes significativas de la ciencia que se hace se encuentren en sí mismas cada vez más alejadas del objeto de interés original, como puede ocurrir con el desarrollo de modelos que pueden terminar siendo probados en contra de grupos de datos reunidos para algún otro propósito o probados en contra de elementos progresivamente más pequeños del paisaje, lo que reduce así su área de aplicación (Brown, 1998).

4. ¿Por qué es necesario organizar y clasificar la información?

Después de haber realizado una resumida exploración por los diversos procesos de investigación, la información obtenida por medio de estos exige ser organizada; pero *¿por qué organizarla?* La solución radica en que es ordenada para que sea comprensible y útil. Señalan Singer y Munns (1992) que los suelos se organizan para recordar sus nombres y propiedades importantes y porque es ineficiente, además, tener que considerar cada suelo para encontrar información acerca de un tipo particular (solo en los Estados Unidos hay más de 15.000 tipos individuales de suelo y muchos más en todo el mundo), con lo cual se minimizan los problemas de localización de información sobre cualquier tipo en un momento dado.

Así surgieron los trabajos y clasificaciones como: 1) la del científico ruso V. V. Dokuchaev a finales del siglo XIX (Plaster, 2005), a raíz de su preocupación por un período de sequías sufridas en Rusia entre 1873 y 1875, que le sirvió para presentar su investigación sobre los procesos de formación de los valles de Rusia en 1878 y que le ha valido para ser considerado como el padre de los estudios de suelo y motor para el desarrollo de estos en el resto de Europa y el mundo; 2) la del investigador estadounidense C. F. Marbut a finales de la década

de los veinte e inicios de los treinta del siglo XX, considerado como el padre de la ciencia del suelo en su país, quien generó el primer sistema norteamericano conocido posteriormente como “taxonomía de suelos”, modificado luego por sus sucesores: Kellog, Baldwin y Thorp (Singer & Munns, 1992; Peña-Venegas *et al.*, 2010); 3) la de Guy Smith, comenzada en la década de los cincuenta y culminada en 1975 (Masbach, 1998); 4) la de P. C. Stobbe, presentada en la reunión del Comité Nacional de Estudios de Suelos de Canadá (NSSC, por su sigla en inglés) en 1955, revisada constantemente hasta ser publicada en su primera edición en 1978 (Soil Classification Working Group, 1998); 5) la clasificación definida en el mapa mundial de suelos de la FAO-Unesco o 6) la de Fitzpatrick, presentada en 1980 (Fitzpatrick, 2011). Otras clasificaciones desarrolladas se encuentran mencionadas en Casanova (2005) y Jaramillo (2014).

5. ¿Cómo se representan los diversos tipos de suelo y sus procesos?

Aunado al proceso de organización, también se encuentra el de la representación de la distribución de los suelos y/o de sus procesos en el paisaje, es decir, los mapas de información geográfica, los cuales fueron iniciados por Dokuchaev en su obra *Chernozän Rugo* en 1883 (considerado símbolo de la pedología, en donde se reconoció por primera vez a los suelos como “cuerpos naturales” y definidos como un recurso natural). Este investigador ruso basó la confección de estos en los principios cartográficos: investigación de campo, determinación de unidades de suelo, composición de leyendas para la clasificación genética, características de productividad y la valoración de los suelos sobre la base de índices históricos, económicos y naturales (Durán *et al.*, 1989; Febles & Vega, 2009; Peña-Venegas *et al.*, 2010).

Es menester no olvidar que Dokuchaev demostró que los suelos no se distribuyen al azar, sino que, por el contrario, desarrollan un patrón sobre el terreno. Además, estableció los cinco factores que dan origen al suelo: material original o parental, clima, organismos, topografía y tiempo (Fitzpatrick, 2011), lo que le permitió denominar a los suelos como “espejos del paisaje” por la manera integral de reflejar las propiedades de todo el complejo natural existente en un área dada (Febles & Miranda, 1989).

Se han representado, desde entonces, el uso reciente de la tierra y los usos potenciales o idóneos, así como los mapas de unidades de suelos que describen los pedones y cómo ellos existen en el paisaje (Singer & Munns, 1992). También ha surgido la cartografía histórica, que ha aportado valiosa información paleogeográfica sobre la dinámica de los procesos de

erosión, entre muchos otros aspectos relacionados con el relieve en el pasado (Carmona, 2003). Así mismo, también están los mapas geomorfológicos que, a diferencia del anterior enfoque, proporcionan una imagen más precisa y sistemática de las formas y procesos de la superficie terrestre de manera más científica (Carmona & Ruiz, 1996) y que pueden brindar, además, aportes valiosos en el entendimiento de la distribución de los suelos y de los procesos que ocurren en ellos.

En cuanto a los mapas de erosión propiamente dichos, se han configurado varios tipos. El primero muestra la ubicación de las diferentes formas de erosión (como cárcavas, surcos y microsurdos), que pueden reflejar hasta cierta medida la tasa actual de los procesos. El segundo toma en cuenta las tasas del pasado de la erosión por medio de cambios en el perfil del suelo según observaciones de campo. El tercero ilustra los riesgos de erosión y el cuarto se basa en la producción de sedimentos (transportados por los cauces) (Larsson & Strömquist, 1995).

Con la representación cartográfica ha surgido otro problema de forma inherente: el nivel de detalle que debe poseer el estudio de suelo que desea ser representado, incógnita que se plantea también en el interés de desarrollar el propio objetivo del estudio. Dicha interrogante conlleva precisar dicho objetivo en primera instancia. El IGAC (2014), para ello, ha definido cuatro categorías a fin de solventarla de forma metódica: la primera de ellas, con la definición de *los estudios exploratorios*, que se realizan a fin de tener un conocimiento muy general del patrón y distribución; *los estudios generales*, que se ejecutan con el fin de reconocer áreas con potencial agropecuario que ameriten un mayor nivel de detalle; *los semidetallados*, que se implementan a nivel municipal para el proceso de planificación y ordenamiento del territorio, y *los detallados*, los cuales son fundamentales en la planificación de la agricultura intensiva, avalúos catastrales a nivel de finca y el desarrollo de proyectos de irrigación (Figura 3).

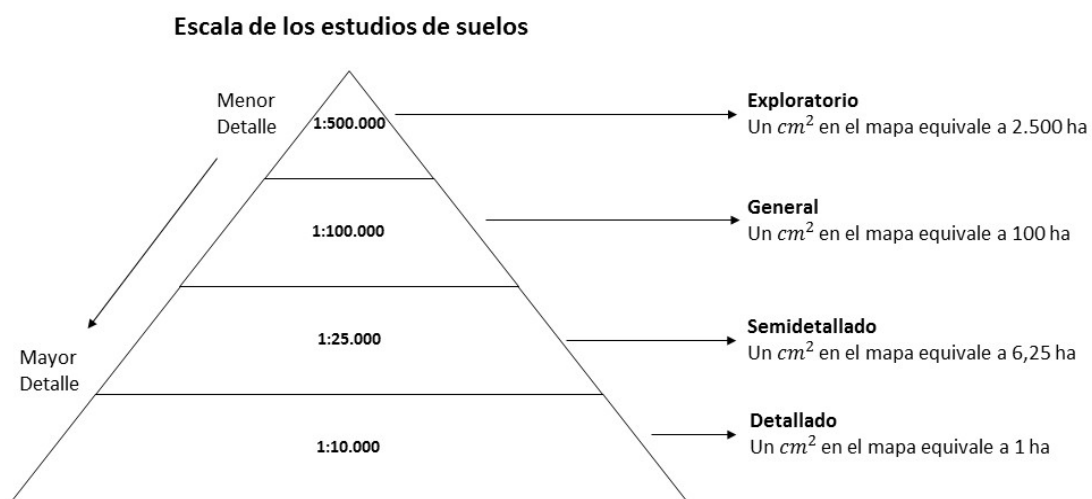


Figura I. 3. Nivel de detalle para cada uno de los estudios de suelos. Fuente: elaboración propia con base en IGAC (2014).

Cualitativamente se pueden establecer algunas características de los levantamientos de suelos mencionados, como se muestra en la Tabla 1, información que puede deducir algunas limitaciones que presentan tanto desde el punto de vista de la ejecución como del de su utilización (Jaramillo, 2014). A modo de ilustración, está la aplicación de modelos paramétricos como los que estiman la pérdida de suelos a nivel de cuencas que ameritan información detallada de las propiedades físico-químicas, los cuales, por la inexistencia de datos en muchos casos, suelen desarrollarse a escala semidetallada o general, donde el muestreo suele ser mucho menor, lo que induce a generalizaciones de los resultados. Ejemplo de ello es el estudio de la distribución espacial de la degradación del suelo por erosión hídrica desarrollado por Quiñonez y Dal Pozzo (2008).

Tabla I. 1. Algunas cualidades de diferentes tipos de levantamientos de suelos

Tipo de levantamiento	Intensidad del trabajo de campo	Conocimiento del suelo	Accesibilidad	Homogeneidad de unidades cartográficas	Aplicabilidad
Detallado	Muy alta	Muy alto	Alta	Muy alta	Local a casi puntual
Semidetallado	Alta	Alto	Media a alta	Alta	Local a regional
General	Baja	Medio a bajo	Baja	Baja	Regional
Exploratorio	Muy baja	Bajo a muy bajo	Baja a muy baja	Muy baja	Regional muy amplia

Fuente: Jaramillo (2014).

6. Complementariedad con otras ciencias

Comprender la relación causa-efecto entre los cambios en los usos del suelo, la intensidad en su aprovechamiento, los cambios climáticos y la capacidad de respuesta de los ecosistemas, todos objetos de estudio en sí, ha conducido a su abordaje y complementariedad con otras ciencias como las sociales, a partir de sus ciertas habilidades de comprensión ecológica, con las ciencias de la tierra, que, en ocasiones, obvian aspectos básicos del comportamiento humano y de los procesos históricos esenciales para la comprensión del paisaje y la degradación o sustentabilidad a una escala amplia. Ello ha permitido incorporar distintos resultados en un enfoque explicativo común (Giménez, 2009).

Se puede afirmar, entonces, que la ciencia del suelo está constituida por múltiples disciplinas que le ayudan a entender los aspectos fundamentales de su dinámica, constitución y funcionamiento y que generan conocimientos básicos para su interpretación y aplicaciones (IGAC, 2014).

A manera de ejemplo, está la aplicación para el estudio de los procesos de erosión que incluye la complementariedad de disciplinas. Así, tenemos el de los investigadores agrícolas, quienes se han centrado en la pérdida de suelo de las tierras de cultivo y en cómo evitarla usando prácticas de conservación. Otro caso es el de los investigadores del campo de las ciencias de la tierra en su interés por comprender la naturaleza misma de los procesos aunados a su relación con los cambios en el paisaje, y el de los geocólogos que han estudiado las relaciones y reacciones que existen entre la vegetación y los procesos hidrológicos y cómo estos varían en el tiempo (Imeson & Curfs, 2008).

Tomando en cuenta las indagaciones realizadas por Vega y Febles (2005) en la evaluación de la erosión, se reconocen métodos basados en la cartografía de las formas, la evaluación y cartografía temática de los factores que influyen, las observaciones directas de campo, la aplicación de isótopos radioactivos y la modelación, donde destaca la importancia de los sistemas de información geográfica (SIG) en el desarrollo de algunos de ellos; estos métodos han sido clasificados a su vez en cualitativo y cuantitativo. En el primero de los casos, la evaluación del riesgo de erosión se efectúa mediante la utilización de una cartografía temática de los factores que la controlan o mediante el estudio de las formas de erosión y, en el segundo, por la estimación de las pérdidas de suelo por erosión mediante evaluaciones directas a partir de la ubicación de varillas en el terreno, levantamientos topográficos, análisis

de cargas sólidas por arrastre del agua en ladera o cuencas y a través de simuladores de lluvia, entre otros, o mediante evaluaciones indirectas basadas en modelos matemáticos apoyados en bases estadísticas, empíricas o de leyes físicas.

En ampliación a los métodos previamente mencionados, y que no solo coadyuvan al estudio de los procesos de erosión, los productos de sensores remotos como imágenes satelitales y fotografías aéreas digitales han permitido revolucionar la cartografía de los suelos gracias a la utilización de los SIG, que han concedido la posibilidad de combinar capas de información de diversa índole que al superponerlas han facilitado la identificación de los suelos presentes en un área en particular o de sus procesos (IGAC, 2014).

A este panorama se le debe agregar que los nuevos avances en el campo de la teledetección, en especial a partir de los satélites por su paso frecuente, aparte de proporcionar una visión sinóptica de grandes áreas (De la Rosa, 2008), insta a pensar que en un futuro no muy lejano se podrá vigilar la aparición de la erosión con una mayor resolución que la existente (Imeson & Curfs, 2008), fomentando así una mayor comprensión de este fenómeno. Esto será posible gracias a que los datos censados remotamente sobre un área pueden aportar estimaciones de las características naturales y antropogénicas del momento de su adquisición (King & Clark, 2000). Por otra parte, la teledetección, si es asociada a los modelos digitales de terreno (MDT), podría significar una extraordinaria ayuda con la que se conseguiría un modelo conceptual de integración de la distribución de los suelos y sus procesos con las características del paisaje (De la Rosa, 2008).

Actualmente, muchas de las aplicaciones de los estudios de suelos proceden del almacenamiento, análisis y procesamiento de la información contenida en las bases de datos en SIG (IGAC, 2014), sin embargo, hay que aclarar que dichas tecnologías, aunque resultan de gran ayuda, no reemplazan las actividades del agrónomo, especialista en suelos, durante la confección de los mapas (Plaster, 2005). La importancia de la óptica de este se basa muy especialmente en el conocimiento de las interacciones que se producen entre ese cuerpo natural y los demás componentes de un ecosistema y en el análisis de los fenómenos que se han sucedido a través del tiempo; adicionalmente, estudian el recurso desde el punto de vista de los fenómenos que pertenecen al medio social y al campo económico (Cortés, 2004).

Ahondando ahora en el tema de la conservación del suelo, entendida por H. H. Bennett como “el uso juicioso de la tierra y en el tratamiento de la misma con las medidas prácticas y

adaptables que la mantienen permanentemente productiva, mientras está en uso” (Santamaría, 1966), tenemos que esta ha sido considerada como una de las ciencias más importantes de la agricultura, ya que, desde sus inicios como programa, ha sido apoyada por un plan de investigación a través del cual se ha tratado de encontrar nuevos instrumentos y métodos de control y de prevención, aunados a mejoras en las técnicas y en los medios ya conocidos (Bennett, 1955). Dicha aseveración podría decirse que se mantiene vigente hasta nuestros días, pues el advenimiento tecnológico ha permitido poner a la orden de los investigadores actuales recursos insospechados para aquella época, en procura de los mismos objetivos.

La historia de la conservación de suelos, tal y como fue concebida por Bennett, se encuentra muy ligada al desarrollo de la ciencia del suelo (De la Rosa, 2008) y viceversa, pues el estudio del suelo ha estado relacionado directamente con el movimiento de conservación desde principios del siglo XX (Helms, 2001).

Contextualizando la evolución de los estudios de suelos en una línea de tiempo, el periodo entre 1940 y 1980 es considerado como la era de la tecnología en los suelos, donde aparece la preocupación por los problemas medioambientales, el estudio de las variables de forma simple sin inclusión del componente biológico y, básicamente, con conocimiento del comportamiento del suelo bajo uso agropecuario y la forma de solucionar sus problemas de producción. A partir de los años ochenta se amplía a otros temas, como el estudio del suelo dentro de los ciclos biogeoquímicos y el esfuerzo por la modelización de los procesos que ocurren en este (Peña-Venegas *et al.*, 2010).

En líneas generales, el estudio de los suelos ha evolucionado a través de los primeros 100 años, donde se pueden definir al menos tres etapas. La primera incluye los primeros 30 años, cuando la cartografía era completada sobre plano-tablas y sin un plan formal de clasificación. La siguiente etapa, marcada por el advenimiento de la fotografía aérea y el desarrollo del primer plan de clasificación en los años treinta, y la última, nombrada como la de los modernos estudios de suelos, los cuales datan el desarrollo de la taxonomía de suelos y de técnicas avanzadas. En cada una de estas etapas, se ha hecho evidente una conexión con los significativos avances de la tecnología y la ciencia que actualmente están sustentadas en la era electrónica, con la habilidad de las computadoras y el almacenamiento de datos (Mausbach, 1998). Como ejemplo de esta última etapa, tenemos la base de datos digitales del terreno y suelos del mundo (SOTER, por su sigla en inglés) (Van Engelen & Dijkshoorn,

2013) y la digitalización del mapa de evaluación global de degradación de suelos (GLASOD, por su sigla en inglés) (Oldeman *et al.* 1991), disponibles para los SIG.

En el presente, resulta necesario manejar una extensa información sobre factores físicos, químicos y biológicos del suelo y otros afines, además de los condicionantes socioeconómicos para los que no es eficiente el uso de simples procedimientos, sino que, por el contrario, amerita el uso de metodologías bien elaboradas que hagan empleo de las más avanzadas tecnologías de la información y la comunicación (TIC), que tiendan a configurar los sistemas integrados de ayuda en la toma de decisiones (De la Rosa, 2008) (Figura 4).

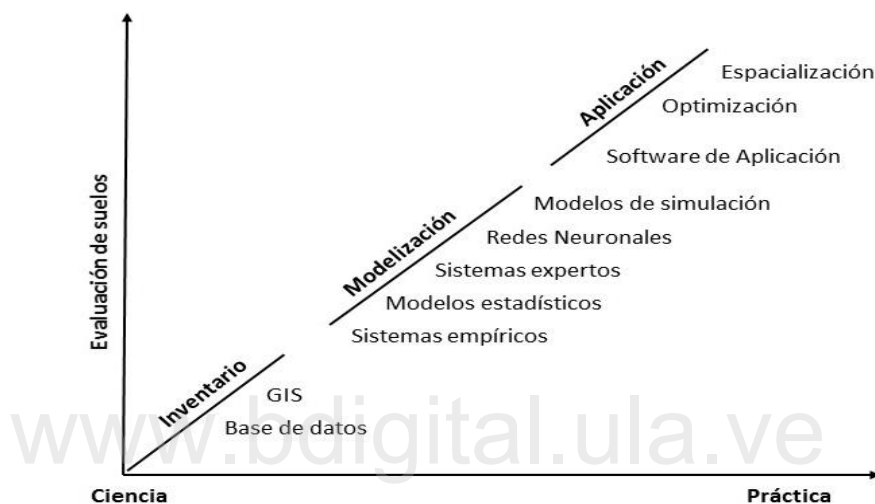


Figura I. 4. Principales etapas y metodologías utilizadas para convertir la información básica en conocimiento práctico siguiendo la tendencia más avanzada en evaluación de suelos. Fuente: De la Rosa (2008).

En este mismo orden de ideas, pensando no solo en el conocimiento del suelo, sino en su conservación y la del ambiente, destaca la importancia de la efectiva interacción con otras ciencias: de la ingeniería, de la atmósfera, de las plantas, de los ecosistemas... con la consideración, además, de que cada grupo de profesionales deberá apreciar sus dificultades y las de los otros y cooperar amplia y mutuamente, ya que pocos son los problemas que se resuelven dentro de los límites de una especialidad (Schwab *et al.*, 1990).

7. ¿Cómo se plantea la contribución de la ciencia del suelo para el logro del desarrollo sostenible en los años por venir?

La importancia de los suelos para la sociedad ha ganado un reconocimiento cada vez mayor en la última década, dado su potencial para contribuir significativamente con los Objetivos

del Desarrollo Sostenible (SDG, por su sigla en inglés) de las Naciones Unidas. Al respecto, [Evans et al. \(2021\)](#) señalan que, aunque solo seis de los 17 SDG mencionan la palabra “suelo” en sus descripciones, la importancia de mantener los suelos productivos para el desarrollo sostenible ha sido cada vez más reconocida por los científicos y por los forjadores de políticas, legisladores y parlamentarios ([Banwart, 2011](#); [Keesstra et al., 2016](#); [IPBES, 2018](#), citados por [Evans et al., 2021](#)). Esto se debe en gran medida al hecho ya mencionado de que los suelos son un nexo esencial entre las diferentes esferas del ambiente terrestre, ya que facilitan un diverso arreglo de importantes funciones ecosistémicas.

La seguridad del suelo (SS) ha surgido a mediados de la pasada década como un nuevo paradigma para abordar la gestión sostenible del suelo. La SS es definida como el mantenimiento y la mejora de los recursos de suelo del mundo para que estos puedan seguir contribuyendo de manera importante a la producción de alimentos, agua dulce, sostenibilidad energética y climática, a la conservación de la biodiversidad y la protección general de los bienes y servicios ecosistémicos ([Koch et al., 2013](#); [McBratney et al., 2014](#)). [Montanarella y Panagos \(2021\)](#) destacan que la SS, seguidamente a su emergencia, ha venido ganando impulso dada su vinculación con todos estos tópicos de gran actualidad mencionados en su definición y, por ende, con los SDG.

[Evans et al. \(2021\)](#) también señalan que si bien es importante continuar abordando las brechas de conocimiento en la ciencia del suelo, esenciales para la consecución de los SDG debido a que se cuenta con tiempo y presupuesto limitados, también es pertinente identificar métodos de trabajo efectivos que aseguren que la investigación llevada a cabo conduzca a un impacto en el mundo real. Los mismos autores sugieren tres estrategias para la actual década (2021-2030) concernientes a la ciencia del suelo y en sintonía con los SDG que comprenden: 1) una mayor aplicación de la investigación en materia de políticas, 2) asociaciones interdisciplinarias para evaluar las funciones, ventajas y ganancias de la sinergia entre la ciencia del suelo y otras de dominios ambientales y 3) la integración de métodos de monitoreo, seguimiento y modelización para garantizar que las políticas basadas en el suelo puedan resistir las incertidumbres del futuro.

A modo de cierre

La dificultad de cobertura del tema tratado, dada su amplitud y relevancia, hace necesario añadir a manera de cierre los siguientes comentarios complementarios, pero también reiterativos.

A lo largo del tiempo, en el desarrollo de la ciencia del suelo se han manifestado diferentes concepciones y formas de hacer investigación desde sus inicios, con un enfoque pedológico y motivación de aplicaciones principalmente edafológicas; sin embargo, ha seguido evolucionando y ha mantenido un carácter dinámico y de cambio constante, con aportes de otras ciencias y de los múltiples avances tecnológicos. Con la integración de aspectos ambientales en sus aplicaciones, la ciencia del suelo ha aportado conocimientos importantes para la comprensión y prevención de amenazas naturales activadas o aceleradas por la acción antrópica. Tal es el caso de los procesos de erosión y los que se vinculan a estos de forma estrecha: los movimientos en masa y las inundaciones. El análisis de riesgo se convierte entonces en un procedimiento cuyo objetivo es la descripción del peligro físico que incluye la observación de los factores involucrados, donde el suelo juega un rol preponderante.

El entendimiento del concepto de *suelo* como un sistema biológico, objeto de la ciencia del suelo, no siempre ha estado claro en la mente de quienes de una u otra forma lo utilizan como recurso natural, pues aún con alguna frecuencia se le suele señalar como un componente abiótico de los ecosistemas y hay quienes mencionan la existencia de suelos infértiles o incapaces de producir plantas, casi siempre afectados por degradación inducida por un inadecuado o abusivo uso y manejo. Bajo esta apreciación, primeramente, se ignora que los suelos en sí mismos son “cuerpos naturales contenedores de vida” no solo por la inmensa cantidad y variedad de organismos que los habitan temporal o permanentemente, sino porque en ellos se desarrollan procesos fundamentales para la *génesis del suelo* y el sostenimiento de la vida en el planeta. Además, tales señalamientos implican desconocer que, por definición, para que la capa superficial de la corteza terrestre alcance la condición de suelo mediante complejos procesos de pedogénesis es indispensable que esta contenga materia viviente y que soporte o sea capaz de dar sostén a las plantas y, por ende, a la vida.

En cuanto al tema de los levantamientos de la información de suelos, en la actualidad, en las zonas de mayor desarrollo agropecuario y socioeconómico, se hace necesario conocer en detalle el suelo y su variabilidad espacial, con apoyo de la geoestadística y demás avances

tecnológicos, como modo para poder optar por una agricultura de precisión y un manejo adecuado de suelos para sitios específicos y con ello implementar sistemas de manejo más eficientes, con menores costos de producción, mayor calidad de los productos, competitividad en los mercados internacionales, y, a la par, conservar el ambiente. Debe fomentarse el acoplamiento y la efectiva interacción con otras ciencias promoviendo las aplicaciones multidisciplinarias y apoyando las acciones para afrontar a nivel mundial los cambios ambientales contemporáneos y sus consecuencias para contribuir con el logro de un desarrollo sostenible y, valga la redundancia, resiliente.

Agradecimientos

Al Programa de Doctorado en Ciencias Forestales y Ambientales del Centro de Estudios Forestales y Ambientales de Postgrado (CEFAP), Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales (FCFA), Universidad de los Andes (ULA), Mérida, Venezuela, al cual se vincula este documento. Finalmente, se agradece al Comité Editorial del boletín por sus aportes y observaciones.

Referencias

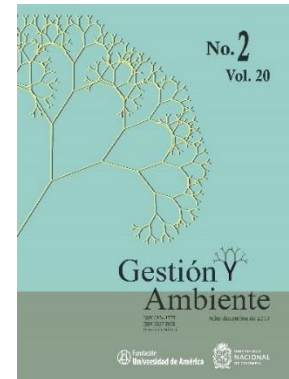
- Ávila Baray, H. L. (2006). Introducción a la metodología de la investigación. Eudmet.net.
- Bennett, H. H. (1955). *Elements of Soil Conservation*. (2ª Ed.). McGraw-Hill.
- Blum, W. E. H. (2005). Functions of Soil for Society and the Environment. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 4, 75-79. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-2236-x>
- Brown, R. (1998, July 5-8). Educating the Users and General Public on Application of Soil Survey Information. [Sesión de conferencia]. In Annual Conference of the Soil and Water Conservation. San Diego, EE. UU.
- Burbano, H. (2002, septiembre 26 y 27). La ciencia del suelo frente a los nuevos paradigmas científicos y a las demandas de la sociedad. [Sesión de conferencia]. VIII Congreso Ecuatoriano de la Ciencia del Suelo. Manabí, Ecuador.
- Carmona, P. & Ruiz, J. (1996). Cartografía geomorfológica, cartografía automática y sistemas de información geográfica (Hoja MTN n° 747 Sueca). *Cuaternario y Geomorfología*, 10(1-2), 3-19.
- Carmona, P. (2003). El tómbolo del Tiro, el delta del Guadalhorce y la bahía de Lixus. Geomorfología y geoarqueología de litorales fenicios. En G. Bellard (ed.), *Ecohistoria del paisaje agrario: la agricultura fenicio-púnica en el Mediterráneo* (pp. 1-32). Universitat de València.
- Casanova, E. (2005). Introducción a la ciencia del suelo. (2ª ed.). Universidad Central de Venezuela, Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico.

- Chaudhary, B. S. & Kumar, S. (2018). Soil erosion estimation and prioritization of Koshalya-Jhajhara watershed in North India. *Indian Journal of Soil Conservation*, 46(3), 305-311.
- Cortés, A. (2004). Suelos colombianos: una mirada desde la academia. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Recursos Naturales.
- De La Rosa, D. (2008). Evaluación agro-ecológica de suelos. Ediciones Mundi-Prensa.
- Durán, J., García, J., & Izquierdo, R. (1989). Cartografía y fotointerpretación de suelos. Corporación Universitaria de Ciencias Agropecuarias.
- European Commission (2006, septiembre 22). Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Thematic Strategy for Soil Protection [SEC(2006)620] [SEC(2006)1165]. Soil Thematic Strategy, COM(2006) 231. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A52006DC0231>
- Evans, D., V. Janes-Bassett, P. Borrelli, C. Chenu, C. Ferreira, R. Griffiths, Z. Kalantari, S. Keesstra, R. Lal, P. Panagos, D. Robinson, S. Seifollahi-Aghmiuni, P. Samanehh, T. Steenhuis, A. Thomas, & S. Visser. (2021). Sustainable futures over the next decade are rooted in soil science. *European Journal of Soil Science*, 73(1), Art. e13145. <https://doi.org/10.1111/ejss.13145>
- Febles, J. & Vega, M. (2009). Análisis de los procesos erosivos en los espacios rurales cubanos. En A. Tolón & X. Lastra (eds.), *Desarrollo en espacios rurales iberoamericanos, sostenibilidad e indicadores* (pp. 151-184). Editorial Universidad de Almería.
- Fitzpatrick, E. (2011). *Introducción a la ciencia del suelo*. Editorial Trillas.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2019). Soil erosion: the greatest challenge to sustainable soil management. FAO.
- Fumanal, M. & Calvo, A. (1981). Estudio de la tasa de retroceso de una vertiente mediterránea en los últimos 5.000 años (Sierra del Benicadell, Sur del País Valenciano). *Cuadernos de Geografía de la Universitat de València*, 29, 133-150. <https://ojs.uv.es/index.php/CGUV/article/view/15084/13780>
- Giménez, P. (2009). Karl W. Butzer y la lectura ambiental de la expulsión de los moriscos. *Revista de Historia Moderna*, 27, 317-333. <https://doi.org/10.14198/RHM2009.27.13>
- Goldman, D. (2013, marzo 4). Conocimiento explícito. Innmentor. <https://www.innmentor.com/2013/03/04/el-conocimiento-tacito-externalizacion-en-el-sxxi/>
- Hartemink, A. E. & Mcbratney, A. (2008). A soil science renaissance. *Geoderma*, 148(2), 123-129. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.10.006>
- Helms, D. (2001). The Early Soil Survey: Engine for the Soil Conservation Movement. In D. E. Stott, R. H. Mohtar & G. C. Steinhardt (eds), *Sustaining the Global Farm* (pp. 1029-1033). Purdue University and the USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory.
- Imeson, A. & Curfs, M. (2008). La erosión del suelo. Lucinda 1B. http://geografia.fcsh.unl.pt/lucinda/booklets/B1_Booklet_Final_ES.pdf

- Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC). (2014). El ABC de los suelos para no expertos. IGAC.
- Jaramillo, D. (2014). El suelo: origen, propiedades, espacialidad. (2ª ed.). Universidad Nacional de Colombia.
- King, T. & Clark, R. (2000). Verification of Remotely Sensed Data. En Kuehn, F., King, T., Hoerig, B. & Pieters, D. 2000. Remote Sensing for Site Characterization (pp. 59-61). Springer – Berlin.
- Kirkby, M. & Morgan, R. (1980). Erosión de suelos. Limusa.
- Koch, A., McBratney, A. B., Adams, M., Field, D. J., Hill, R., Lal, R., Abbott, L., Angers, D., Baldock, J., Barbier, E., Bird, M., Bouma, J., Chenu, C., Crawford, J., Flora, C. B., Goulding, K., Grunwald, S., Jastrow, J., Lehmann, J., Lorenz, K., Minansy, B., Morgan, C., O'Donnell, A., Parton, W., Rice, C. W., Wall, D. H., Whitehead, D., Young, I. & Zimmermann, M. (2013). Soil Security: Solving the Global Soil Crisis. *Global Policy*, 4(4), 434-441. <https://doi.org/10.1111/1758-5899.12096>
- Larsson, R. & Strömquist, L. (1995). Monitoreo del medio ambiente con análisis de imágenes satelitarias. Asdi.
- Mausbach, M. (1998, July 5-8). Assessment and Future Direction for a National Soil Survey Program. [Sesión de conferencia]. In Annual Conference of the Soil and Water Conservation. San Diego, EE. UU.
- McBratney, A., Field, D. & Koch, A. (2014). The dimensions of soil security. *Geoderma*, 213, 203-213. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.013>
- Montanarella, L. & Panagos, P. (2021). Soil Security for the European Union. *Soil Security*, 4, 100009. <https://doi.org/10.1016/j.soisec.2021.100009>
- Oldeman, L., Hakkeling, R. & Sombroek, W. (1991). Global Assessment of Soil Degradation GLASOD. Publ. in cooperation with Winand Staring Centre, International Society of Soil Science, Food and Agricultural Organization of the United Nations, International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences.
- Panagos, P. & Montanarella, L. (2018). Soil thematic strategy: An important contribution to policy support, research, data development and raising the awareness. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 5, 38-41. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.04.008>
- Pebles, J. & Miranda, R. (1989). La protección de los suelos. Convenio Corporación Universitaria de Ciencias Agropecuarias (CUDCA); Instituto de Ciencias Agropecuarias de La Habana (ISCAH).
- Peña-Venegas, C., Vanegas, G. & Instituto Sinchi (2010). Procesos de degradación y alternativas para su recuperación. (1ª ed.) Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi; Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.
- Plaster, E. (2005). La ciencia del suelo y su manejo. Thompson Editores.
- Quiñonez, E. & Dal Pozzo, F. (2008). Distribución espacial del riesgo de degradación de los suelos por erosión hídrica en el estado Lara, Venezuela. *Geoenseñanza*, 1, 59-70.
- Real Academia Española (RAE). (2014). Ciencia. Diccionario de la lengua española (23a ed.). <https://dle.rae.es/ciencia>

- Santamaría, F. (1966). Conservación de suelos. Boletín Sociedad Venezolana de Ciencias Naturales, 110, 519-539.
- Schwab, G., Frevert, R., Edminster, R. & Barnes, K. (1990). Ingeniería de conservación de suelos y aguas. Editorial Limusa.
- Sicard, T. (2004). Presentación. En A. Cortés, Suelos colombianos: una mirada desde la academia (pp. 7-11). Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Recursos Naturales.
- Singer, M. & Munns, D. (1992). Soils: an introduction. (2ª ed.). Maxwell Macmillan International Editions.
- Smith, D. (1998, July 5-8). Soil survey during Its Infancy of the Late 1890's and Early 1900's. [Sesión de conferencia]. Annual Conference of the Soil and Water Conservation. San Diego, EE. UU.
- Soil Classification Working Group (1998). The Canadian System of Soil Classification. (3rd ed.). Agriculture and Agri-Food Canada Publication n° 1646.
- Stocking, M. & Murnaghan, N. (2003). Manual para la evaluación de campo de la degradación de la tierra. Ediciones Mundi-Prensa.
- Van Engelen V. W. P. & Dijkshoorn, J. A. (2013). Global and National Soils and Terrain Databases (SOTER). Procedures Manual, Version 2.0, ISRI - World Soil Information.
- Vidal, P. (2003). Ecología y paisaje fenicio-púnico de la isla de Malta. En G. Bellard (ed.), Ecohistoria del paisaje agrario: la agricultura fenicio-púnica en el Mediterráneo (pp. 255-270). Universitat de València.

www.bdigital.ula.ve



Capítulo II: Erosión hídrica, fundamentos, evaluación y representación cartográfica: una revisión con énfasis en el uso de sensores remotos y Sistemas de Información Geográfica

Water erosion, fundamentals, evaluation and cartographic representation: a review with an emphasis on the use of remote sensing and Geographic Information Systems

Publicación derivada:

Camargo C., Pacheco C. y López R. 2017. Erosión hídrica, fundamentos, evaluación y representación cartográfica: una revisión con énfasis en el uso de sensores remotos y sistemas de información geográfica. *Gestión y Ambiente*. Vol. 20(2): 265-280.

<https://doi.org/10.15446/ga.v20n2.63917>

Resumen

Este documento presenta una perspectiva general del estado actual del conocimiento de la degradación del suelo por la erosión hídrica, con énfasis en su evaluación y representación cartográfica. Se incluyen fundamentos y aspectos históricos de mayor relevancia y se explican las diversas categorías metodológicas empleadas en su estudio y evaluación, con algunas experiencias de aplicación. Se destaca la importancia del uso de los sensores remotos y los Sistemas de Información Geográfica (SIG). Sobre los primeros se discute el uso de las imágenes satelitales, de importante apoyo cualitativo y cuantitativo para investigaciones y evaluaciones de los procesos de erosión, modalidades que permiten visualizar y hacer un seguimiento de dichos procesos en tiempo y espacio. Respecto a los SIG, se evidencian sus limitaciones y potencialidades dada su gran capacidad de representación cartográfica, análisis y ahorro de tiempo. Los SIG han permitido facilitar procesos laboriosos vinculados a la representación cartográfica producto de los estudios comúnmente relacionados al tipo, condición, riesgos actuales y potenciales de la erosión hídrica, mapeados a diferentes escalas.

Palabras clave: erosión del suelo; evaluación; vulnerabilidad; imágenes satelitales; SIG; mapeo.

Abstract

This document presents an overview of the current state of knowledge about soil degradation by water erosion, with an emphasis in its assessment and mapping. The fundamentals and historical aspects of water erosion are outlined. Several methodological categories used in the study and evaluation of soil degradation and some implementation experiences are presented. The employment of remote sensors and Geographic Information Systems (GIS) is highlighted. With regard to the remote sensors, the review approaches the role of satellite images as quantitative and qualitative support for the research and assessment of erosion, because these modalities allow to display and track that process in space and time. On the other hand, the limitations and potentialities of the GIS are discussed, the latter related to the possibilities they offer in terms of capacity for cartographic representation, analysis and time—saving. For this reason, the GIS have facilitated laborious processes linked to the cartographic outputs derived from studies commonly related to type, condition, current and potential risks of water erosion, mapped at different scales.

Keywords: soil erosion; evaluation; vulnerability; satellite images; GIS; mapping.

Introducción

Es común encontrar evidencias de la acción de los procesos de erosión del suelo en las áreas naturales e intervenidas, los cuales están en parte influenciados por el grado de fragilidad que posean los suelos en los espacios geográficos (Wang y Sassa, 2003; Crosta y Frattini, 2008). En esencia, esos procesos están determinados por múltiples factores físiconaturales y antropogénicos. Aunado a ello, debe existir algún detonante como sismos, tormentas o crecidas torrenciales (entre otros) que los activan o desencadenan; así lo confirma una serie de estudios desarrollados en cuencas hidrográficas (Ayala 2006; Delgadillo *et al.*, 2009; Montiel *et al.*, 2009).

El equilibrio natural entre el suelo, clima y vegetación que reduce la actividad de los procesos de erosión y favorece la formación de nuevos suelos (períodos de biostasia) fue alterado desde que el hombre empezó a cultivar la tierra para procurarse alimentos, pues al eliminar la vegetación nativa y roturar su superficie con implementos rudimentarios aceleró las tasas de pérdida de suelo (SCS-USDA, 1988; Sanders, 2004). Así lo indican evidencias arqueológicas de antiguas civilizaciones (FitzPatrick, 2011) a través de 7000 años de historia, cuyo conocimiento se ha desarrollado muy lentamente (Hudson, 1981).

A nivel mundial han sido aplicadas muchas medidas para contrarrestar la degradación del suelo y, en especial, de la erosión. La red WOCAT (*World Overview of Conservation Approaches and Technologies*), creada en 1992, ha tenido el objetivo de documentar las medidas de conservación y difundir los nuevos sistemas de manejo orientados a la producción sostenible que se desarrollan en el mundo. Dicha red posee un inventario de 450 estudios de casos de tecnologías y más de 350 de enfoques en alrededor de 50 países, la mayoría de ellos desarrollados en África (60%) y Asia (30%), con pocos estudios en América Latina (FAO, 2014).

En este sentido, es un hecho reconocido que la conservación de los suelos es una necesidad apremiante e impostergable. Una pérdida media de 0,3% del rendimiento anual de los cultivos está ocurriendo debido a la erosión, que de continuar sin cambios positivos podría fomentar una reducción del rendimiento anual para el año 2050 en un 10%. Esto supondría la pérdida de 4,5 millones de hectáreas por año⁻¹ de suelo, siendo Asia, Latinoamérica y el Caribe, el Cercano Oriente y Norte de África las regiones que tienen la mayor tendencia a dicho deterioro (FAO y GTIS, 2015).

La conservación de suelos es necesaria no solo por razones vinculadas al sostenimiento de la productividad agrícola, sino también por la protección integral de las cuencas hidrográficas (Suárez, 2001; Delgado, 2009) que a menudo experimentan estos procesos. Tal es el caso de las cuencas tropicales, donde la degradación de los suelos bajo usos agrícolas y las altas tasas de producción de sedimentos asociados a éstos como resultado de la erosión constituye uno de los principales problemas ambientales (Valero *et al.*, 2010).

En este contexto se hace necesario realizar estudios de la erosión que permitan determinar las tierras afectadas en diferentes grados de daño, los riesgos potenciales asociados a sus diferentes usos y las situaciones de conflicto, para tomar medidas de prevención, mantenimiento, defensa y/o recuperación. En este sentido, el empleo de sensores remotos resulta de gran ayuda para la evaluación de riesgo y dinámica (Wang *et al.*, 2013), identificación y estimación de cambios de forma del relieve en el tiempo (Wiegand *et al.*, 2013; Camargo *et al.*, 2014) o su identificación temprana (Lanfredi *et al.*, 2015), a fin de conocer las áreas inestables y aquellas que podrían ser vulnerables a estos procesos de degradación. Esto permitiría desarrollar diversas zonificaciones y subsecuentemente, tomar decisiones en materia de planificación del uso de las áreas urbanas (Ferrer, 1988; Delgadillo *et al.*, 2009), reorganización de las áreas agrícolas (Ramírez *et al.*, 2008), manejo de la superficie forestal (Rosot, 2008), preservación de las bellezas escénicas (Aldana y Bosque, 2008) y determinación de áreas susceptibles a amenazas naturales, especialmente las concernientes a procesos de degradación en laderas e inundaciones, entre otros (Montiel *et al.*, 2009).



Figura II. 1. Erosión en la sección alta (izquierda) y media (derecha) de la cuenca del río Chama (Estado Mérida, Venezuela) asociada a sobreexplotación por prácticas agrícolas inadecuadas. Fuente: fotografías propias.

Principios fundamentales

La erosión, en principio, es un fenómeno natural que implica el desprendimiento de suelo y/o fragmentos de roca, y como tal es un fenómeno inevitable (Jorge y Guerra, 2014) que en su tasa de progresión natural es responsable de un proceso constructivo al contribuir con la formación de suelo, pero con una tasa acelerada por acción antropogénica se constituye en un proceso de degradación que resulta destructivo al fomentar su pérdida (Lal y Stewart, 1990).

Los procesos de erosión natural ocurren progresiva o violentamente, afectando volúmenes importantes de material geológico o por medio de un proceso de desgaste lento y casi imperceptible de los suelos, contribuyendo así a la conformación del relieve y a la evolución de los suelos. Sin embargo, su aceleración y la gran mayoría de los efectos nocivos son inducidos por acción antrópica por usos inadecuados de la tierra y sobreexplotación de los suelos debido a prácticas de manejo incompatibles con las condiciones edafoclimáticas imperantes (López-Falcón, 2002; López-Falcón y Delgado-Espinosa, 2015).

El suelo es un recurso natural renovable en la escala de evolución del planeta tierra; sin embargo, es considerado “no renovable” en la escala de tiempo del hombre, que solo va de décadas a centurias. Ello dada la constante y dinámica evolución del suelo y su propensión a ser degradado con facilidad ante un uso inadecuado de la tierra. Por desconocimiento de su naturaleza, capacidad y aptitudes de uso, importantes superficies de tierra han sido y continúan siendo degradadas.

El suelo es muy difícil de reemplazar una vez se ha perdido, pues su proceso de formación sobrepasa el tiempo que define una generación humana y su edad está limitada al tiempo durante el cual actúan los procesos pedogenéticos (Jaramillo, 2014). La duración de la formación puede ser muy variable y depende tanto de los factores como de los procesos pedogenéticos que actúan en consecuencia, dando lugar a una amplia variedad de suelos en la superficie de la tierra (FitzPatrick, 2011). Un ejemplo son aquellos suelos formados sobre material geológico granítico, que en condiciones relativamente húmedas forman de entre 400 a 800 kg⁻¹ ha⁻¹ año⁻¹ de suelo, equivalente a menos de 1 milímetro anual en profundidad, por lo cual un suelo de profundidad de enraizamiento medianamente adecuado (50 centímetros) para el desarrollo de las plantas necesitaría hasta más de 5.000 años para formarse (Stocking

y Murnaghan, 2003); que sea más o menos tiempo depende de los diferentes factores actuantes en la pedogénesis.

Dado que la generación y la regeneración del suelo son procesos lentos (Alfisoles \approx 38 años por cm) o extremadamente lentos (Oxisoles \approx 750 años por cm) tal como señalan Boul *et al.* (2011), es común considerar al suelo como un recurso natural no renovable y finito en escala de tiempo humana (FAO, 2017; Vanwalleggem *et al.*, 2017). Se destaca entonces la importancia de la conservación, ya que más del 99,7% de los alimentos que el hombre consume proceden de la tierra (Pimentel y Burgess, 2013).

Los problemas de degradación de los suelos y de la tierra en general se agravan con la tendencia al aumento de la producción de cultivos en cuencas de pendientes pronunciadas en las regiones tropicales (Guevara, 2000).

Los principales factores que controlan la erosión hídrica son la precipitación, la cobertura vegetal, la topografía y las propiedades del suelo. Los efectos interactivos de estos factores determinan la magnitud y la tasa de erosión del suelo. Así, mientras más larga e inclinada es la pendiente, el suelo será más afectado por la erosión y, por otra parte, cuanto mayor sea la capacidad de transporte del escurrimiento bajo una intensa lluvia, ello resultará en una mayor tasa de pérdida de suelo por la erosión. El papel de la vegetación en la prevención de la erosión del suelo es ampliamente reconocido: la cobertura vegetal mejora su resistencia al aumentar su contenido de materia orgánica, estabilizar su estructura y promover la actividad de macro y microorganismos. La efectividad de la cobertura vegetal depende de las especies de plantas, su densidad, edad, patrones de follaje y de raíces (Blanco y Lal, 2008).

En cuanto a términos específicos, “erosividad de la lluvia” se refiere a la capacidad intrínseca de la lluvia para erosionar el suelo. Las propiedades de la precipitación que afectan la erosividad total son: cantidad, intensidad y distribución de la lluvia, velocidad terminal y tamaño de la gota; pero los datos correspondientes para su estimación precisa no siempre están disponibles en todas las regiones. La “erosionabilidad¹ del suelo” es la susceptibilidad a la erosión y un atributo dinámico que cambia en tiempo y espacio con las propiedades del suelo. Su estimación (a partir de estudios de campo y laboratorio) se hace mediante índices, incluyendo propiedades del suelo como textura, características estructurales, contenido de materia orgánica, propiedades hidráulicas y humectabilidad, que son algunos de los factores que afectan la erosionabilidad (Blanco y Lal, 2008).

1 Erosionabilidad es un término derivado del verbo “erosionar”, de acuerdo con el Diccionario de la Real Academia Española (RAE). En la literatura inglesa se usa el término *erodibility*, reconocido por H. Bennett desde 1926 y señalado por primera vez en la literatura especializada por Cook (1937). *Erodibility* se deriva del verbo to erode, el cual dio lugar al término “erodabilidad”, que constituye un anglicismo. Este término, aún utilizado en muchas publicaciones en español, deriva del verbo “erodar”, otro anglicismo innecesario en la lengua castellana, pues el verbo correspondiente es erosionar y de él deben derivarse todos los vocablos relacionados. Por ejemplo: suelos erosionados y no suelos erodados; erosionante y no erodante; erosionabilidad y no erodabilidad.

Antecedentes históricos

Desentrañar cómo era el estado y la evolución de los procesos de erosión en la antigüedad resulta difícil; sin embargo, el análisis de evolución geomorfológica y la reconstrucción paleoambiental han permitido tener algún conocimiento de éstos en el pasado. Los casos más antiguos conocidos son los acaecidos entre el año 10.000 y 1.000 a.C. en la sucesión Sumeria - Babilónica, donde la devastación forestal para construir ciudades y alimentar el ganado dieron lugar a una fuerte erosión del suelo (De la Rosa, 2008); así lo evidencian los canales rellenos por erosión con espesor de cuatro metros en la planicie arqueológica de Erbil, en Irak (Ur *et al.*, 2013).

También existen los estudios de evolución geomórfica y reconstrucción paleogeográfica apoyados en datos geoarqueológicos en la isla de Eubea en Grecia (Peña-Monne *et al.*, 1995), en la isla y el tómbolo de Tiro en el Líbano, el delta del río Guadalhorce, el yacimiento del cerro del Villar en la cuenca mediterránea andaluza, la bahía de Lixus y el estuario del Oued Loukkos, en Marruecos (Carmona, 2003).

Otros ejemplos que ilustran lo sucedido en la antigüedad a partir de evidencias arqueológicas e históricas son la erosión en la región del Sinaí y montañas de Judea, la sedimentación del puerto marítimo de Ezion Gerber en el Golfo de Aqaba, las ruinas de Petra (Jordania), la elevada sedimentación del río Jordán, los testimonios de abandono de pueblos situados en Wade Musrara (Palestina) durante los pasados 1.500 años o de disminución de poblados como Jerash (Jordania) y los descubrimientos de las antiguas ciudades romanas Djamilia y Timgad sepultadas en Argelia (Stallings, 1981).

En el mismo orden de ideas, en algunas de las regiones de mayor densidad de población, la erosión constituyó un grave problema local antes de los tiempos de Jesucristo, como sucedió

en Palestina (Bennett, 1955) o en Grecia, que aun poseyendo conocimientos de conservación de suelos presentaba colinas denudadas para el año 590 a.C. en los alrededores de Atenas (Montgomery, 2012). Casos similares se presentaron en Italia, Siria, Norte de África y Persia, siendo posible incluso que caídas de imperios, como el romano, fueran influenciadas por una exhaustiva actividad agrícola responsable del arrastre y pérdida de los suelos superficiales fértiles (Troeh et al., 2003; Sanders, 2004) o que el abandono masivo de islas como Malta hacia el 3.000 a.C. fuera desencadenada por la gran erosión que se evidenció a partir de análisis polínicos 2.000 años después (Vidal, 2003).

Resulta claro que en el espacio comprendido por toda la cuenca Mediterránea, el Cercano Oriente y el norte de Europa, las prácticas agrícolas y la deforestación produjeron erosión acelerada (Needham y Mcklin, 1992). De modo más concreto, el territorio del piso bioclimático termomediterráneo, con características de ser litoral y cálido, experimentó procesos de erosión de considerable alteración por la influencia de una prolongada ocupación humana desde milenios (Peña-Monne et al., 1995; Vidal, 2003; Giménez, 2009; Alcaráz, 2013) sobre los suelos de las zonas mediterránea (Xérico), áridas (Arídico) o semiáridas. Este tipo de suelos normalmente presentan carencia de agua, abundancia de sales, escasez de materia orgánica y presencia de arcillas y calizas, factores que han hecho que se desequilibren y erosionen con más facilidad en contraste con los de zonas de clima húmedo (Údico) (González de Molina, 2001).

De igual forma, la zona del mediterráneo se puede asociar a los suelos muy antiguos denominados *terra rossa* (también presentes en Estados Unidos), los cuales representan la etapa final de la formación de suelos a partir de rocas calizas. Estos suelos generalmente han sido utilizados para cultivar vid, lo que los ubica entre los más erosionados del mundo, un hecho que ya había sido observado en su momento por Platón (FitzPatrick, 2011).

Se puede afirmar que, a lo largo de la historia antigua, el desarrollo de procesos de erosión ha sido recurrente y generalizado; sin embargo, se pueden destacar algunas salvedades, como ciertas medidas de conservación observadas en el valle del Indo de la civilización egipcia (Centro Nacional de Investigaciones de Café, 1975) y algunos aterrazamientos de terreno para reducir la erosión en Grecia, medida aplicada de igual manera por los fenicios hace 4.500 años en Siria (Montgomery, 2012). Del mismo modo, en los alrededores de la ciudad de Cartago (actual Túnez), los cartaginenses fueron excelentes agricultores con avanzados sistemas de laboreo y riego; no obstante, la erosión hídrica y eólica en aquel tiempo parece

haber sido la causa de la escasa calidad que actualmente presentan esos suelos (De la Rosa, 2008).

Respecto a la morfología de los litorales mundiales, éstos han cambiado de forma espectacular durante los últimos milenios y siglos, siendo las características hidrológicas y geomorfológicas relacionadas con la acción antrópica en las cuencas fluviales (como la minería, la tala de bosques, las prácticas agrícolas y sus efectos desencadenantes de erosión) las que han mostrado las claves en su evolución histórica (Carmona, 2003). Tal como aseguran Blum y Thörnqvist (2000), las actividades humanas tienen la capacidad de alterar las condiciones ambientales a escalas de tiempo muy cortas, al punto incluso de ser capaces de modificar sustancialmente el sistema hidrológico.

Un factor que hay que tomar en cuenta en la capacidad del hombre de realizar modificaciones al espacio fue el paso de la humanidad a la Edad del Hierro (siglo XII a.C.) y con ella, sus evidentes cambios en el instrumental agrario, con los cuales pudo colonizar tierras que eran difíciles de labrar con los arados de madera, como las tierras de elevada pendiente, las poco profundas o las que presentaban pedregosidad (Iborra *et al.*, 2003).

La cuenca de la Rambla de Artana (España) puede ejemplificar de mejor modo la evolución de los procesos de erosión, contextualizado como un problema mediterráneo en general. En este caso, desde las poblaciones del Eneolítico, de la Edad del Bronce o los íberos, pasando por romanos y musulmanes, hasta la colonización cristiana de los siglos XIII y XIV, el estudio de los suelos de laderas y sedimentos aluviales ha demostrado una sucesión de etapas erosivas, pero también de otros momentos de recuperación y menor presión humana sobre la tierra o aplicación de criterios eficaces de sustentabilidad (Giménez, 2009).

Ahora bien, cuando el hombre caucásico comenzó a instalarse en el hemisferio occidental, tanto Norteamérica como Suramérica eran consideradas desde el punto de vista de la agricultura vastas áreas de suelos prácticamente vírgenes. La erosión, fuera de la originada por las causas de orden geológico, era poca y no repercutía perjudicialmente en el bienestar del hombre (Bennett, 1955). Sin embargo, la decadencia de civilizaciones como la Maya en Centroamérica puede probablemente ser atribuida a la progresividad de los procesos de erosión (FitzPatrick, 2011). Vale agregar que los primeros pobladores (aztecas, mayas, chibchas, entre otros) poseían una larguísima tradición del cultivo del maíz que cedieron a sus descendientes luego del proceso de conquista y colonización europea, y que explica en

muchos casos la grave erosión hoy existente en México, Honduras, Nicaragua y Colombia (Suárez de Castro, 1956).

Aunque se reconoce la debacle de muchas civilizaciones americanas por la erosión provocada debido a sus propias malas prácticas a través del tiempo, se deben reconocer también algunas estrategias de conservación como las desarrolladas por los aztecas en México o los tayronas en Colombia en el manejo racional del suelo (Cenicafé, 1975) y las prácticas de siembra en terrazas, cultivos intercalados y rotaciones de cultivos que incluían leguminosas, barbechos y el uso de estiércol y ceniza por los Incas en Perú (Montgomery, 2012).

Hoy en día los mayores niveles de erosión se están observando en las tierras reforestadas y agrícolas por un mal manejo del suelo (Imeson y Curfs, 2008). En este contexto y para el análisis temporal y espacial de la erosión resulta necesario tomar en cuenta la relación entre el cambio climático y la degradación de suelos por cambios de uso de la tierra, pues se ha observado en los últimos decenios un vínculo estrecho entre estos dos fenómenos (Li y Fang, 2016). Al respecto, Zare *et al.* (2017) han señalado que, aunque es un hecho que el cambio climático es un proceso natural e inevitable y que no está bajo control humano, si se pudiera manejar de una mejor forma el uso de la tierra, la pérdida de suelo podría ser controlada e incluso disminuida en gran medida, aún bajo la influencia de los futuros cambios climáticos.

Dotterwich (2013), basándose en McNeill y Winiwarter (2004), resume que la erosión de los suelos agrícolas en el mundo se ha presentado en tres oleadas o etapas. La primera inició alrededor del segundo milenio a.C. y durante los siguientes 3.000 años las tasas de erosión incrementaron debido a que los agricultores de Eurasia, África y las Américas gradualmente convirtieron una proporción moderada de los bosques a tierras de cultivo o pastos. La segunda comprende el período entre los siglos XVII y XIX y se caracteriza por la introducción de arados más fuertes y afilados que ayudaron a romper el suelo de las pampas suramericanas, la estepa euroasiática y las praderas norteamericanas. Finalmente, la tercera empieza con el rápido crecimiento de la población después de la segunda mitad del siglo XX, cuando los grupos humanos comenzaron a deforestar las selvas tropicales y las áreas empinadas para expandir las tierras agrícolas y para explotar madera con el fin de usarla para construcciones o como combustible.

La revisión histórica conduce a reforzar la importancia de conservar el suelo, lo que implica aspectos tan fundamentales como la seguridad alimentaria, la resiliencia al cambio climático

y la estabilidad geosocial (Marzen *et al.*, 2017). Ahora bien, la larga historia de uso de la tierra en muchas áreas alrededor del mundo y que ha conducido a procesos de erosión ha permitido prever que muchas regiones tengan actualmente una capacidad significativamente menor del recurso suelo respecto al primer uso de la tierra desarrollado, situación que aumenta la vulnerabilidad de estas regiones al cambio climático (Vanwallegem *et al.*, 2017). También esto ha permitido reconocer que en la mayoría de los países se experimenta una fase de degradación significativa de la tierra cuando los sistemas agrícolas son establecidos por primera vez; hecho particularmente cierto en paisajes antiguos que, típicamente, tiene suelos altamente meteorizados e infértiles que los hacen más vulnerables a las perturbaciones (FAO y GTIS, 2015).

Li y Fang (2016) destacan que la erosión de los suelos será influenciada por el cambio climático, principalmente por los cambios de temperatura y patrones de precipitación que impactarán la producción de la biomasa vegetal, las tasas de infiltración, la humedad del suelo, los cambios de uso y el manejo de los cultivos, por consiguiente, afectando la escorrentía y la erosión de los suelos.

La cuantificación de los efectos del cambio climático y de la variabilidad de los sistemas paisajísticos perturbados y los naturales es extremadamente importante. Las tierras intervenidas, desprovistas de cobertura vegetal, se hacen más vulnerables a la degradación (Hancock *et al.*, 2017).

La erosión del suelo se está reconociendo ahora como una amenaza grave para la seguridad y la estabilidad socioeconómica, por ello, proporcionar información a los políticos en funciones y a los responsables del manejo del suelo acerca de los procesos de erosión y sus consecuencias con base en una evaluación fiable de vulnerabilidad y niveles de riesgo, es un paso necesario para su prevención y control (Marzen *et al.*, 2017). Para lograrlo, la FAO y GTIS (2015) han sugerido siete políticas de acción como punto de partida, que comprenden el desarrollo de planes de educación y sensibilización, la creación de sistemas de monitoreo y pronóstico, la generación de informes a mercados inmobiliarios tradicionales hasta mercados formales de reserva de carbono y de aseguradoras de cosechas, la instauración de incentivos y regulaciones apropiadas, el aseguramiento de la equidad intergeneracional, el apoyo a la seguridad local, regional e internacional, y la comprensión de las interconexiones y las consecuencias de la gestión de los suelos.

Metodologías de trabajo para el estudio y evaluación de la erosión hídrica y experiencias de aplicación

Existe una amplia gama de métodos que permiten la evaluación cualitativa o cuantitativa de los procesos de degradación del suelo, y particularmente, de la erosión hídrica. De acuerdo con la metodología de [FAO et al. \(1979\)](#), publicada en español ([FAO et al., 1980](#)), los métodos para la evaluación de la degradación de suelos pueden ser agrupados en varias categorías generales: observaciones y mediciones directas, técnicas de teledetección, métodos paramétricos y modelos matemáticos. La mayoría de las evaluaciones a diferentes escalas se basan en ecuaciones y modelos predictivos que relacionan las tasas de degradación con variables climáticas, topográficas, del suelo y del uso y manejo de la tierra. Los modelos matemáticos, representaciones de fenómenos físicos, químicos, biológicos, sociales, económicos y/o procesos relacionados, han sido usados extensivamente desde finales de los años sesenta. Dentro de la gama de métodos para la evaluación de la degradación del suelo, los modelos pueden ser divididos en dos clases: empíricos y causales ([DeCoursey, 1985](#)).

En los modelos empíricos, una expresión matemática transforma un grupo de variables de 'entrada' en una 'salida' de resultados sin tratar de describir el proceso bajo estudio. Estos modelos son generalmente más sencillos, requieren menos datos que los causales y resultan por lo tanto menos costosos, pero tienen como desventajas la dificultad para ser mejorados y la imposibilidad de extenderlos más allá del rango de datos usados en su desarrollo. Algunos ejemplos son la ampliamente utilizada Ecuación Universal de Pérdida de Suelo o USLE ([Wischmeier y Smith, 1978](#)) y todas las modificaciones y revisiones que se le han hecho a este modelo, como la MUSLE ([Williams, 1975](#); [Williams y Berndt, 1977](#)), la DUSLE ([Flacke et al., 1990](#)) y la RUSLE ([Renard et al., 1993](#)).

De otra parte, los modelos causales tienen el propósito de describir procesos físicos, químicos y biológicos al mayor detalle posible; pueden ser usados para predecir respuestas que no son necesariamente observadas, evaluar el efecto de cambio ambiental, coordinar y estructurar investigación e incluso desarrollar y mejorar modelos empíricos. Sus principales desventajas son el requerir mayores volúmenes de datos y una extensiva investigación para su evaluación. Los modelos causales o físicos han registrado un fuerte impulso a partir de los años ochenta, considerando los grandes programas que se han venido desarrollando en Estados Unidos con el *Water Erosion Prediction Project* o WEPP ([Laflen et al., 1991](#)) y en Europa con el *European Soil Erosion Model* o EUROSEM ([Morgan et al., 1998](#); [Quinton y Morgan, 1996](#)).

Los procesos de erosión en laderas han representado un excelente campo para la investigación particularmente en los últimos años; sin embargo, de acuerdo con [Martínez-Casasnovas et al. \(2004\)](#), son pocos los estudios que han arrojado algún aporte en cuanto a la contribución de sedimentos y su ubicación. Existe una gran cantidad de enfoques cuyo objetivo es la cuantificación e inclusive la simulación, especialmente sobre la dinámica, forma, volumen de material removido en tiempo y espacio, origen, entre otros. Dichos enfoques podrían clasificarse en cuatro grandes categorías.

La primera categoría utiliza la teledetección y se enfoca en realizar estudios de observación sobre las propias áreas donde ocurre la erosión, como por ejemplo el levantamiento topográfico de cárcavas y canales con LIDAR en Carolina del Sur (Estados Unidos) por [James et al. \(2007\)](#); la clasificación de tipos y grados desarrollados por [Alvarado et al. \(2007\)](#) en el estado de Tlaxcala (México) con imágenes Landsat 5 TM y fotografías aéreas; la observación de procesos en la sierra madrileña (España) con imágenes Spot 5 por [Pérez y García \(2013\)](#); y la determinación de grados y formas de erosión en imágenes Spot 5 para México por [Bolaños et al. \(2016\)](#).

La segunda categoría simula lo que ocurre cuando se estudian los procesos de erosión mediante el uso de parcelas en campo que evalúan los parámetros de pendiente, tipo de suelo, cobertura y pluviosidad. Este enfoque fue empleado por primera vez por Wollny en Alemania entre 1877 y 1895 para medir los efectos de la vegetación y otras coberturas como el *mulch* en la intercepción de la lluvia, la estructura del suelo y los efectos del tipo de suelo y pendiente con escorrentía y erosión, siendo éstas las primeras investigaciones sobre erosión desarrolladas en el mundo ([Sanders, 2004](#); [Dotterweich, 2013](#)). Ejemplos de implementación reciente de este método son las desarrolladas en el Municipio Uberlândia, (Brasil) con diferentes tipos de vegetación ([Júnior et al., 2009](#)), en la cuenca Wangjiagou (China) con diferentes ángulos de pendientes, cultivos y medidas de conservación ([Zhu y Zhu, 2014](#)), y en la cuenca de Khamsan (Irán) sobre pastizales existentes en zonas de pendiente ([Mohamadi y Kaviani, 2015](#)).

La tercera categoría representa los métodos de cuantificación directa, como los basados en estacas y/o levantamientos de perfiles altamente detallados de la topografía ([Martínez-Casasnovas et al., 2001](#)), las mediciones de secciones rectangulares y trapezoidales en surcos con cinta métrica ([Luna-Ramos y Solé-Benet, 2015](#)) o la estimación de sedimentos generados a partir de un simulador portátil de lluvia y viento ([Marzen et al., 2017](#)).

La cuarta categoría corresponde con los enfoques que se basan en programas de computación que recogen y traducen los datos bajo las teorías y criterios científicos comprobados por los círculos de expertos en la materia, la teledetección y los SIG. Algunos ejemplos son: la cartografía de los procesos de erosión por barrancos en Cataluña, España ([Antón y Martínez-Casasnovas et al., 2001](#)), la estimación de áreas susceptibles a deslizamientos mediante datos e imágenes satelitales en la cuenca del río Mocotíes, estado de Mérida-Venezuela ([Roa, 2007](#)), el monitoreo de pérdida de suelo en algunas áreas de Nigeria ([Ehiorobo y Izinyon, 2013](#)), la detección de cárcavas con datos LIDAR en el Cerro Llamoca Turberas (Perú) basado en SIG ([Höfle et al., 2013](#)), o la aplicación y comparación en la meseta de Loess (China) de modelos de erosión de suelos como RUSLE, MUSLE, ZHENG'S, WEPP, SWAT, entre otros ([Li et al., 2017](#)).

La primera evaluación verdaderamente global del estado de la tierra con relación a la degradación del suelo fue la *Global Assessment of Human induced Soil Degradation* (GLASOD) para el período 1987-1990 desarrollada por [Oldeman et al. \(1991\)](#). A través de ella se encontró que 1.964 M ha (15% de la superficie terrestre) estaban siendo afectadas por alguna forma de degradación del suelo ([Caspari et al., 2014](#)). De éstas, la erosión hídrica aparece como el tipo más importante, dada la afectación de aproximadamente 1.093,7 millones de hectáreas y representando el 55,6% de la degradación del suelo a nivel mundial (Figura 2), de acuerdo con la [FAO \(2014\)](#).

Más recientemente, [Li y Fang \(2016\)](#), basándose en datos recabados por [García-Ruiz et al. \(2015\)](#), elaboraron un mapa que refleja de manera aproximada la severidad total y la distribución de la erosión de los suelos alrededor del mundo. Concluyen que algunas partes de Estados Unidos, China, Australia, India, partes de Europa, África y Suramérica presentan grados de erosión muy severa (Figura 3).

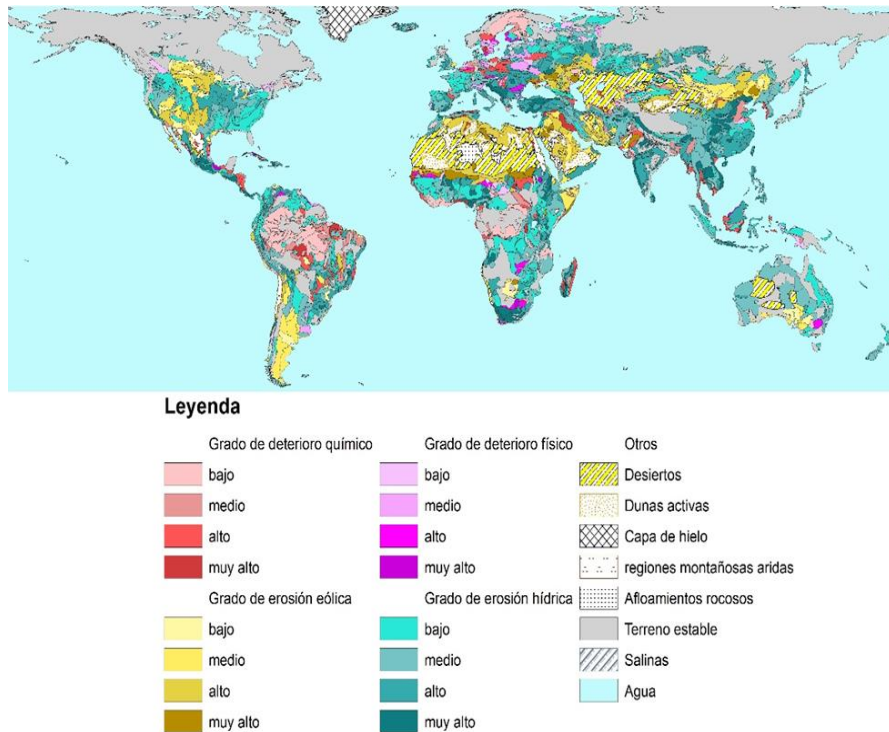


Figura II. 2. Evaluación mundial de la degradación de los suelos donde se evidencian las áreas con procesos de erosión hídrica (tonalidades azules) y eólica (tonalidades amarillas), entre otras degradaciones y coberturas. Fuente: elaboración propia con base en los archivos vectoriales suministrado por [ISRIC \(2017\)](#).

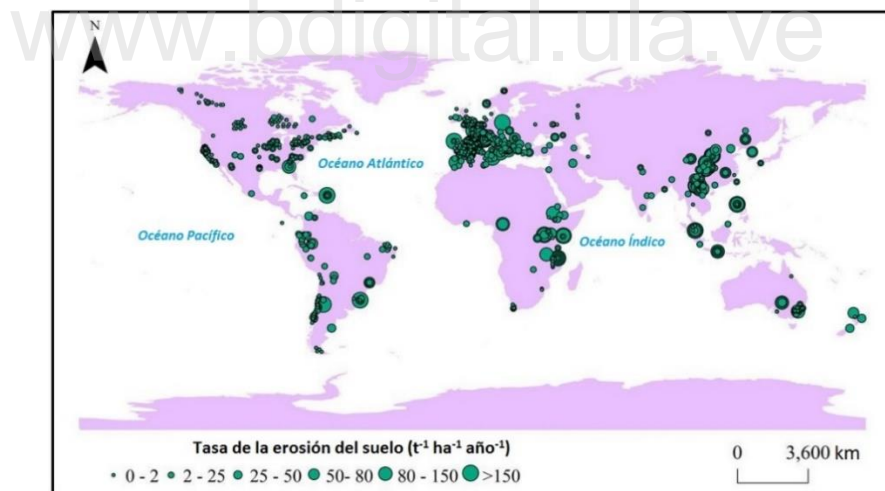


Figura II. 3. Tasas de erosión global. Fuente: [Li y Fang \(2016\)](#) basados en la base de datos recabada por [García-Ruiz et al. \(2015\)](#).

Uso de los sensores remotos y de los Sistemas de Información Geográfica en el estudio de la erosión hídrica

Los estudios para la evaluación de los procesos de erosión hídrica, al igual que diversos campos dentro de las áreas del saber geográfico y ambiental, han progresado al ritmo de los

avances tecnológicos. Así pues, el quehacer científico ha pasado de procedimientos manuales, laboriosos, de orden analógico y sobre papel, a procesamientos rápidos y digitales, gracias a los ordenadores modernos (Camargo *et al.*, 2014).

Productos de sensores remotos como las fotografías aéreas permiten alcanzar una escala mayor de detalle porque generalmente tienen una mejor resolución espacial (Loureiro y Ferreiras, 2014). El empleo de esas fotografías de forma individual o con visión estereoscópica en una fecha o rango de tiempo particular ha permitido realizar cartografía de áreas afectadas por erosión (Martínez-Casasnovas y Ramos, 2009), mediciones planimétricas de tipos, grados y estado de erosión (Camargo *et al.*, 2014) y caracterizaciones morfométricas de erosión glacial (Hall-Riaza *et al.*, 2016). Este tipo de recurso ha sido también utilizado para el cálculo de tasas de erosión (Ojeda *et al.*, 2015; Notti *et al.*, 2015).

Durante los últimos treinta años, muchos estudios basados en la interpretación de imágenes satelitales para evaluar la erosión de los suelos han sido publicados y clasificados en tres categorías: detección de erosión, evaluación de factores que controlan la erosión y creación de mapas de erosión integrando datos (Vrieling, 2006). Hoy en día la tendencia ha continuado y el uso de las imágenes satelitales es vigente.

El formato digital en el que se presentan las imágenes permite el empleo del formalismo del álgebra matricial para manipularlas, analizarlas y transformarlas (Riaño, 2010). Las imágenes de satélite facilitan la obtención de variables primarias (relacionadas directamente con los datos obtenidos por el sensor) y secundarias (derivadas de las primeras) para su posterior interpretación y uso en la generación de cartografía temática, la representación espacial de las mismas variables, la determinación de cambios (seguimiento de fenómenos dinámicos) y la representación de mosaicos espaciales de los territorios que sirven para medir relaciones geográficas entre las manchas que los forman (Chuvienco, 2010). Ejemplo de ello son las imágenes Landsat, que por más de 40 años han proveído el más largo registro temporal de observaciones de la superficie y su modificación a lo largo del tiempo (Roy *et al.*, 2014).

De modo más específico, en lo que atañe a la erosión del suelo, las imágenes Landsat han posibilitado el desarrollo de estudios de tipo cualitativo, cuantitativo, simuladores de riesgo de erosión y caracterizadores de la ocupación del suelo, como insumo a los modelos USLE o RUSLE (Buendía-Rodríguez *et al.*, 2008; Drzewiecki *et al.*, 2014; Bernabe *et al.*, 2015;

Oliveira *et al.*, 2015; Zare *et al.*, 2017). Otros productos de sensores remotos, como las imágenes SPOT, han sido también utilizadas para estudios de la erosión; un ejemplo es la determinación de la susceptibilidad a deslizamientos desarrollado por Pineda *et al.* (2016).

En esencia, los productos de la tecnologías geoespacial y de teledetección, como las imágenes satelitales, ofrecen información sobre el estado y distribución de las cubiertas del suelo a una resolución temporal, espectral y espacial satisfactoria para muchos estudios multitemporales a diferentes escalas, lo cual ha permitido cartografiar eficazmente zonas afectadas (Castañeda del Álamo *et al.*, 2015; Latham *et al.*, 2015); objetivos que, para ser alcanzados, requieren del trato informático de sus respectivos datos.

En cuanto al uso de las imágenes de radar, solo cinco sensores han sido aplicados: ERS-1 y 2, JERS- 1, RADARSAT-1 y ENVISAT. Además, un número de vuelos de trasbordadores espaciales de corta duración han usado instrumentos para estudios de erosión (Vrieling, 2006): MOMS-2 (*Modular Optoelectronic Multispectral Scanner*) y SIR-C/X-SAR (Shuttle Imaging Radar-C/X-SAR). Recientemente, la interferometría radar satelital (InSAR) tomada por el satélite ENVISAT, ha sido empleada para la caracterización de movimientos de ladera en áreas urbanizadas integrando información geológica (Notti *et al.*, 2015).

Por otro lado, se tienen los SIG que emplean los insumos de los sensores remotos. Los productos finales de los SIG posibilitan análisis más precisos de la superficie terrestre, lo que permite la identificación e interpretación de los principales agentes envueltos en la alteración del paisaje, reduciendo así la cantidad de datos inciertos que impiden una gestión ambiental eficiente (Loureiro y Ferreiras, 2014).

Dada la gran capacidad de representación cartográfica, análisis y ahorro de tiempo en análisis, los SIG han permitido que procesos laboriosos como la preparación de datos de entrada para la aplicación de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo, por ejemplo, realizados de modo analógico anteriormente, hayan mejorado significativamente en la actualidad en cuanto al empleo del tiempo (Camargo *et al.*, 2014).

El uso más común de los SIG en el estudio de los procesos de erosión ha versado principalmente sobre su capacidad para elaborar Modelos Digitales de Terreno (MDT) definidos como conjuntos ordenados de puntos de datos muestreados que representan la distribución espacial de varios tipos de información sobre el terreno (Li *et al.*, 2005). Ello ha sido muy útil para calcular la pendiente del área que contribuye a la erosión y a su activación,

obtener los umbrales de barrancos para la iniciación y depósito de sedimentos, localizar cárcavas incipientes en el paisaje, tomar en cuenta el retroceso de las cabezas o coronas de los barrancos y cárcavas atendiendo a la morfología, y estudiar la contribución de los sedimentos, la producción de tasas de expansión volumétrica y otros procesos relacionados con erosión activa (Martínez-Casasnovas *et al.*, 2004). Los SIG también han sido empleados para evaluar por medio de métodos de evaluación multicriterio la erosión hídrica de tipo difusa y por surcos, la tendencia a su riesgo y la distribución espacial de su estado e intensidad. Este tipo de métodos pueden proveer importantes bases para la evaluación, control y predicción de la erosión de los suelos (Wang *et al.*, 2013).

Aun cuando las propiedades individuales del suelo proveen una información valiosa, pueden no ser suficientes para explicar diferencias en la degradación de los suelos. Por ello, las evaluaciones con SIG a menudo involucran la integración de datos de diferentes tipos y fuentes. Esta aproximación consiste en la superposición de mapas para derivar clasificaciones de la degradación potencial de los suelos. Por ejemplo, una capa digital interpretativa que muestra la distribución de las clases de riesgo de degradación del suelo puede ser creada combinando propiedades del suelo (textura, estructura, contenido de carbono orgánico, etc.), vegetación (cobertura/uso de la tierra) y pendiente (Petersen *et al.*, 1998).

La integración de SIG a modelos de erosión/calidad del agua se ha vuelto muy popular desde comienzo de los años noventa. El éxito de la integración depende tanto del SIG como del tipo de modelo. Así, la parametrización de los modelos empíricos para su integración al SIG se facilita ya que los coeficientes y exponentes pueden ser fácilmente aplicados a cualquier capa del SIG; sin embargo, los modelos de basamento físico necesitan capas de datos detallados, lo cual dificulta el enlace.

En conclusión, los productos de los sensores remotos, en especial de las imágenes satelitales, han permitido revolucionar la cartografía de suelos gracias a la utilización de los SIG, herramienta que ha concedido la posibilidad de combinar y superponer capas temáticas que facilitan la identificación de los suelos presentes en un área determinada (IGAC, 2010) o de fenómenos que los afectan (como los procesos de erosión) y cuyos resultados además facilitan la vigilancia ambiental y la gestión de los recursos naturales, mejorando también la capacidad de respuesta ante los desastres naturales o antropogénicos (Becerra, 2013). Para lograrlo, es preciso tener la cautela de no utilizar indiscriminadamente las geotecnologías,

pues ello repercute negativamente en la calidad de los resultados de la investigación y, por lo tanto, en la planeación ambiental (Loureiro y Ferreiras, 2014).

Agradecimientos

Al Centro de Estudios Forestales y Ambientales de Postgrado (CEFAP) de la Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales de la Universidad de Los Andes (Mérida - Venezuela) y a su Programa de Doctorado en Ciencias Forestales y Ambientales, al cual se vincula este documento. A las bibliotecas de la Universidad de Panamá (sede Chiriquí y Ciudad de Panamá), Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Fundación Universitaria de Colombia (UNIAGRARIA) y Biblioteca Pública Julio Mario Santo Domingo (Bogotá), Universidad Central de Venezuela (Caracas), Universidad de Los Andes y Centro Interamericano de Desarrollo e Investigación Ambiental y Territorial - CIDIAT-ULA (Mérida), a través de las cuales se pudo obtener información y colaboración de su personal a cargo. Finalmente, nuestro agradecimiento a los Árbitros y al Comité Editorial de la revista Gestión y Ambiente por sus aportes y observaciones.

Referencias

- Antón, C., Martínez-Casasnovas, J., 2001. Cartografía de la erosión por barrancos mediante restitución fotogramétrica y modelos digitales de elevación en el Penedès (Cataluña). En: Rosell U., J., Martínez-Casasnovas, J. (Coord.), Teledetección, medio ambiente y cambio global. Universitat de Lleida; Editorial Milenio, Lérida, España. pp. 229-232.
- Alcaráz A., F., 2013. Pisos bioclimáticos y pisos de vegetación. Universidad de Murcia, España. Disponible en: <https://www.um.es/docencia/geobotanica/ficheros/tema03.pdf>; consultado: mayo de 2016.
- Aldana, A., Bosque, J., 2008. Evaluación de la zonificación de uso del Parque Nacional Sierra de Culata, Mérida-Venezuela. *Rev. Forest. Latinoam.* 23, 9-34.
- Alvarado C., M., Colmenero R., J., Valderrábano, M., 2007. La erosión hídrica del suelo en un contexto ambiental, en el Estado de Tlaxcala, México. *Cienc. Ergo Sum*, 14, 317-326.
- Ayala, R., 2006. Abanico El Palón: evidencia cosísmica del alto grado de vulnerabilidad de la cuenca del río Chama, estado Mérida-Venezuela. *Rev. Geogr. Venez.* 47, 85-102.
- Becerra, R., 2013. Ciencia y tecnología especial para el desarrollo integral de Venezuela. Agencia Bolivariana para Actividades Espaciales (ABAE); Instituto Municipal de Publicaciones Alcaldía de Caracas, Caracas.
- Bennett, H., 1955. *Elements of soil conservation*. 2a ed. McGraw-Hill, New York, NY.
- Bernabe, V., García, J., Gardezi, A., Martínez, M., Márquez- Berber, S., 2015. Análisis de suelos erosivos y cárcavas utilizando imágenes Landsat en el tramo medio del río Jarama España. En: *Memorias, 1er Congreso Iberoamericano sobre Sedimentos y*

Ecología. Querétaro, Querétaro, México. pp. 21-24. DOI: 10.13140/RG.2.1.2282.1606

- Blanco, H., Lal, R., 2008. Principles of soil conservation and management. Springer, Heidelberg, Alemania.
- Blum, M., Thörnqvist, T., 2000. Fluvial response to climate and sea-level change: a review and look forward. *Sedimentology*. 47 (1), 2-48. DOI: 10.1046/j.1365-3091.2000.00008.x
- Bolaños G., M., Paz P., F., Cruz G., C., Argumedo E., J., Romero B., V. De-la-Cruz C., J., 2016. Mapa de erosión de los suelos de México y posibles implicaciones en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo. *Terra Latinoam*. 34, 271-288.
- Buendía-Rodríguez, E., Islas-Gutiérrez, F., Guerra-Dela-Cruz, V., 2008. Identificación de áreas erosionadas por medio de imágenes Landsat ETM+, en Tlaxco y Terrenate, Tlaxcala, México. *Terra Latinoam*. 26, 1-9.
- Buol, S., Southard, R., Graham, R., McDaniel, P., 2011. Soil genesis and classification. 6th ed. John Wiley & Sons, Ames, IW. DOI: 10.1002/9780470960622
- Camargo, C., Vidal, R., Andrades, J., 2014. Evaluación multitemporal de procesos de erosión en ladera mediante el uso de SIG y sensores remotos en la micro-cuenca torrencial “La Machirí”, estado Táchira-Venezuela. *Rev. Geogr. Venez.* 55(1), 85-99.
- Carmona G., P., 2003. El tómbolo del Tiro, el delta del Guadalhorce y la bahía de Lixus. Geomorfología y geoarqueología de litorales fenicios. En: Gómez B., C. (Ed.), *Ecohistoria del paisaje agrario: la agricultura fenicio-púnica en el Mediterráneo*. Colecciones Oberta 95. Universitat de València, Valencia, España. pp. 11-32.
- Cook, H., 1937. The nature and controlling variables of the water erosion process. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1 (C), 487-494.
- Caspari, T., Alexander, A., Ten Brink, B., Laestadius, L., 2014. Report: review of global assessments of land and ecosystem degradation and their relevance in achieving the land-based aichi biodiversity targets. En: 29, Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity, Pyeongchang, Korea del Sur.
- Castañeda del Álamo, C., Jiménez C., A., Latorre G., B., Luna J., E., 2015. Tratamiento automático de imágenes Landsat en entorno SIG para gestión de espacios protegidos: Laguna de Gallocanta, España. En: *Memorias del XVI Congreso de la Asociación Española Teledetección: “Humedales y espacios protegidos”*. Sevilla, España. pp. 36-39.
- Centro Nacional de Investigaciones de Café (Cenicafé), 1975. Manual de conservación de suelos de ladera. Chinchiná, Colombia.
- Chuvienco, E., 2010. Teledetección ambiental. La observación de La Tierra desde el Espacio. Editorial Ariel Ciencias, Barcelona, España.
- Crosta, G., Frattini, P., 2008. Rainfall-induced landslides and debris flows. *Hydrol. Process.* 22(Número Especial), 473-477. DOI: 10.1002/hyp.6885
- De la Rosa, D., 2008. Evaluación agro-ecológica de suelos para un desarrollo rural sostenible. Ediciones Mundi- Prensa, Madrid.

- DeCoursey, D., 1985. Mathematical models for nonpoint water pollution control. *J. Soil Water Conserv.* 40, 408-413.
- Delgadillo, A., Ferrer, C., Dugarte, M., 2009. Aspectos hidrogeomorfológicos de un sector de Los Andes meridionales (Venezuela): un intento de zonificación por crecidas y flujos de detritos. *Rev. Geogr. Venez.* 50, 59-85.
- Delgado, F., 2009. Introducción a la conservación del suelo en tierras altas en Venezuela. Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales, Universidad de Los Andes, Mérida, Venezuela.
- Dotterweich, M., 2013. The history of human-induced soil erosion: geomorphic legacies, early descriptions and research, and the development of soil conservation—a global synopsis. *Geomorphology.* 201, 1-34. DOI: 10.1016/j.geomorph.2013.07.021
- Drzewiecki, W., Wężyk, P., Pierzchalski, M., Szafrńska, B., 2014. Quantitative and qualitative assessment of soil erosion risk in Małopolska (poland), supported by an object-based analysis of high-resolution satellite images. *Pure Appl. Geophys.* 171, 867-895. DOI:10.1007/s00024-013-0669-7
- Ehiorobo, J., Izinyon, O., 2013. Monitoring of soil loss from erosion using geoinformatics and geotechnical engineering methods. *J. Civil Eng. Archit.* 7, 78-84.
- FAO, PNUMA, UNESCO, 1980. Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos. Roma.
- FAO, UNEP, UNESCO, 1979. A provisional methodology for soil degradation assessment. Roma.
- FAO, 2014. Sistematización de prácticas de conservación de suelos y aguas para la adaptación al cambio climático. Metodología basada en WOCAT para América Latina y el Caribe. Santiago.
- FAO, GTIS, 2015. Estado mundial del recurso suelo (EMRS). Resumen técnico. Roma.
- FAO, 2017. Conservación de suelos y aguas en América Latina y el Caribe. Disponible en: <http://www.fao.org/americas/prioridades/suelo-agua/es/>; consultado: septiembre de 2017.
- Ferrer, C., 1988. Conurbación Valera-Trujillo: una metodología para la evaluación geomorfológica de la estabilidad relativa de sus terrenos. *Rev. Geogr. Venez.* 29, 5-64.
- FitzPatrick, E., 2011. Introducción a la ciencia del suelo. Editorial Trillas, México D.F.
- Flacke, W., Auerswald, K., Neufang, L., 1990. Combining a modified universal soil loss equation with a digital terrain model for computing high resolution maps of soil loss resulting from rain wash. *Catena.* 17, 383-397. DOI: 10.1016/0341-8162(90)90040-K
- García-Ruiz, J., Beguería, S., Nadal-Romero, E., González-Hidalgo, J., Lana-Renault, N., Sanjuán, Y., 2015. A meta-analysis of soil erosion rates across the world. *Geomorphology.* 239, 160-173. DOI: 10.1016/j.geomorph. 2015.03.008
- Giménez, P., 2009. Karl W. Butzer y la lectura ambiental de la expulsión de los moriscos. *Rev. Hist. Mod.* 27, 317-333. DOI: 10.14198/RHM2009.27.13

- González de Molina, M., 2001. El modelo de crecimiento agrario del siglo XIX y sus límites ambientales. Un estudio de caso. En: González de Molina, M., Martínez A., J. (Eds.), *Naturaleza transformada: estudios de historia ambiental en España*. Icaira Editorial. Barcelona, España. pp. 87-124.
- Guevara, P., 2000. *Sistemas de conservación y rehabilitación de cuencas*. Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico, Universidad de Carabobo, Valencia, Venezuela.
- Hall-Riaza, J., Valcárcel, M., Blanco-Chao, R., 2016. Caracterización morfométrica de formas glaciares en cuña en las Sierras de Xistral, Teleno y Cabrera. *Polígonos*. 28, 55-71.
- Hancock, G., Verdon-Kidd, D., Lowry, J., 2017. Soil erosion predictions from a landscape evolution model: an assessment of a post-mining landform using spatial climate change analogues. *Sci. Total Environ.* 601-602, 109-121. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.04.038
- Höfle, B., Griesbaum, L., Forbriger, M., 2013. GIS-based detection of gullies in terrestrial LiDAR data of the Cerro Llamoca Peatland (Perú). *Remote Sens.* 5, 5851-5870. DOI: 10.3390/rs5115851
- Hudson, N., 1981. *Soil conservation*. 2a ed. Cornell University Press, Ithaca, NY.
- Iborra, M., Grau, E., Pérez J., G., 2003. Recursos agrícolas y ganaderos en el ámbito fenicio occidental: estado de la cuestión. En: Gómez B., C. (Ed.), *Ecohistoria del paisaje agrario: la agricultura fenicio-púnica en el Mediterráneo*. Colecciones Oberta 95. Universitat de València, Valencia, España. pp. 33-56.
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC), 2010. *El ABC de los suelos para no expertos*. Bogotá.
- International Soil Reference and Information Centre (ISRIC), 2017. Global assessment of human-induced soil degradation (GLASOD). Disponible en: <http://data.isric.org/geonetwork/srv/eng/catalog.search#/metadata/9e84c15e-cb46-45e2-9126-1ca38bd5cd22>; consultado: septiembre de 2017.
- Imeson, A., Curfs, M., 2008. *La erosión del suelo*. Lucinda 1B. Disponible en: http://geografia.fcsh.unl.pt/lucinda/booklets/B1_Booklet_Final_ES.pdf; consultado: mayo de 2017.
- James, L., Watson, D., Hansen, W., 2007. Using LiDAR data to map gullies and headwater streams under forest canopy: South Carolina, USA. *Catena*. 71, 132-144. DOI: 10.1016/j.catena.2006.10.010
- Jaramillo J., D., 2014. *El suelo: origen, propiedades, espacialidad*. 2a ed. Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia.
- Jorge, M., Guerra, A., 2014. Erosão dos solos e movimentos de massa – recuperação de áreas degradadas com técnicas de bioengenharia e prevenção de acidentes. En: Guerra, A., Jorge, M. (Eds.), *Processos erosivos e recuperação de áreas degradadas*. 1ª reimpressão. Oficina de Textos, São Paulo, Brasil. pp. 7-30.
- Junior, J., Cruz, L., Nogueira, T., Rodriguez, S., 2009. Monitoramento de processos erosivos em parcelas experimentais no município de Uberlândia-MG. *Caminhos Geogr.* 10, 92-108.

- Lafren, J., Elliot, W., Simanton, J., Holzhey, C., Kohl, K. 1991. WEPP: soil erodibility experiments for rangeland, and cropland soils. *J. Soil Water Conserv.* 46, 39-44.
- Lal, R., Stewart, B., 1990. Soil degradation. En: Stewart B. (Ed.), *Advances in soil science.* Vol. 11. Springer- Verlag. New York, NY. DOI: 10.1007/978-1-4612-3322-0
- Lanfredi, M., Coppola, R., Simoniello, T., Coluzzi, R., D'Emilio, M., Imbrenda, V., Macchiato, M., 2015. Early identification of land degradation hotspots in complex bio-geographic regions. *Remote Sens.* 7(6), 8154-8179. DOI: 10.3390/rs70608154
- Latham, J., Cumani, R., Bloise, M., 2015. Gracias a los sistemas geoespaciales y de teledetección se refuerzan las intervenciones de socorro tras el tifón Haiyan. *Unasylva.* 243/244, 17-18.
- Li, Z., Zhu, Q., Gold, C., 2005. *Digital terrain modeling: principles and methodology.* CRC Press, Boca Raton, FL.
- Li, Z., Fang, H., 2016. Impacts of climate change on water erosion: a review. *Earth-Sci. Rev.* 163, 94-117. DOI: 10.1016/j.earscirev.2016.10.004
- Li, P., Mu, X., Holden, J., Wu, Y., Irvine, B., Wang, F., Gao, P., Zhan, G., Sun, W., 2017. Comparison of soil erosion models used to study the Chinese Loess Plateau. *Earth-Sci. Rev.* 170, 17-30. DOI: 10.1016/j.earscirev.2017.05.005
- López-Falcón, R., 2002. *Degradación del suelo: causas, procesos, evaluación e investigación.* Serie Suelos y Clima SC-75. Centro Interamericano de Desarrollo e Investigación Ambiental y Territorial (CIDIAT), Universidad de Los Andes, Mérida, Venezuela.
- López-Falcón, R., Delgado-Espinoza, F., 2015. Degradación y manejo sostenible de suelos de sabana. En: López-Falcón, R., Hetier, J., López-Hernández, D., Schargel, R., Zinck, A. (eds.), *Tierras Llaneras de Venezuela... tierras de buena esperanza.* Vol. 2: uso agrícola de los suelos de Sabana, Referencial Científico. Consejo de Publicaciones, Universidad de Los Andes, Mérida, Venezuela. pp. 555-654.
- Loureiro, H., Ferreira, S., 2014. O papel das geotecnologias no estudo de feições erosivas e de movimentos de massa no Brasil. En: Guerra, A., Jorge, M. (Eds.), *Processos erosivos e recuperação de áreas degradadas.* 1ª reimpressão. Oficina de Textos, São Paulo, Brasil. pp. 95-125.
- Luna-Ramos, L., Solé-Benet, A., 2015. Erosión del suelo acentuada por un acolchado de gravilla en una ladera en restauración en canteras de Almería (sede España). *Rev. EIA.* 1, 13-19. DOI: 10.24050/reia.v1i1.702
- McNeill, J., Winiwarter, V., 2004. Breaking the sod: humankind, history, and soil. *Science.* 304, 1627-1629. DOI: 10.1126/science.1099893
- Martínez-Casasnovas, J., Ramos, M., Ribes-Dasi, M., 2001. Soil erosion caused by extreme rainfall events: mapping and quantification in agricultural plots from very detailed digital elevation models. *Geoderma.* 105, 125-140. DOI: 10.1016/S0016-7061(01)00096-9
- Martínez-Casasnovas, J., Ramos, M., Poesen, J., 2004. Assessment of sidewall erosion in large gullies using multi-temporal DEMs and logistic regression analysis. *Geomorphology.* 58, 305-321. DOI: 10.1016/j.geomorph.2003.08.005

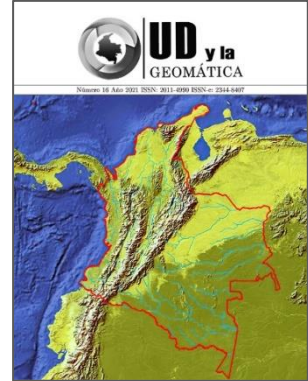
- Martínez-Casasnovas, J., Ramos, M., 2009. Erosión por cárcavas y barrancos en el área de viña del Alt Penedès- Anoia (NE España). *Cuad. Invest. Geogr.* 35, 223-238. DOI: 10.18172/cig.1220
- Marzen, M., Iserloh, T., de Lima, J., Fister, W., Ries, J., 2017. Impact of severe rain storms on soil erosion: experimental evaluation of wind-driven rain and its implications for natural hazard management. *Sci Total Environ.* 590, 502-513. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.02.190
- Mohamadi, M., Kavian, A., 2015. Effects of rainfall patterns on runoff and soil erosion in field plots. *Int. Soil Water Conserv. Res.* 3, 273-281. DOI: 10.1016/j.iswcr.2015.10.001
- Montgomery, D., 2012. *Dirt: the erosion of civilizations.* University of California Press, Berkeley, CA.
- Montiel, K., Montes, E., Gouveia, E., 2009. Un ensayo de zonificación de áreas susceptibles a inestabilidad de laderas en el flanco norandino de Venezuela. *Rev. Geogr. Venez.* 50, 131-155.
- Morgan, R., Quinton, J., Smith, R., Govers, G., Poesen, J., Auerswald, K., Chisci, G., Torri, D., Styczen, M., Folly, A., 1998. *The european soil erosion model (EUROSEM): documentation and user guide Version 3.* Silsoe College, Cranfield University, Bedford, UK.
- Needham, S., Macklin, M., 1992. *Alluvial archaeology in Britain: proceeding of a conference sponsored by the RMC Group plc.* Oxbow Books 27. Oxford, UK.
- Notti, D., Montserrat, O., Lamas, F., Mateos, R., Roldán, F., Fernández, F., Galve, J., Pérez, J., Azañón, J., 2015. Caracterización de movimientos de ladera en áreas urbanizadas integrando información geológica, datos de instrumentación directa e InSAR, En: Bustamante, J., Díaz-Delgado, R., Aragonés D., Afán I., García, D. (Eds.), *Memorias del XVI Congreso Teledetección Humedales y espacios protegidos.* Asociación Española de Teledetección, Sevilla, España. pp. 591-594.
- Ojeda, J., Sánchez, R., Prieto, A., Díaz, P., 2015. Tasas de erosión costera y ortofotos históricas: Una propuesta de corrección geométrica direccional. En: Bustamante, J., Díaz-Delgado, R., Aragonés, D., Afán I., García D. (Eds.), *Memorias del XVI Congreso Teledetección Humedales y espacios protegidos.* Asociación Española de Teledetección, Sevilla, España. pp. 612-615.
- Oldeman, L., Hakkeling, R., Sombroek, W., 1991. *World map of the status of human-induced soil degradation. An explanatory Note.* Global assessment of soil degradation GLASOD. Winand Staring Centre, International Society of Soil Science, Food and Agricultural Organization of the United Nations; International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences; Wageningen, Holanda.
- Oliveira, B., Santos, R., Câmara, T., Vicente, M., Lima, V., 2015. Mapeamento e análise multi-temporal da perda de solo por erosão na bacia de contribuição da represa do Rio Salinas, MG. En: *Memorias, XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR.* INPE, João Pessoa, Brasil.
- Peña-Monne, J., De Dapper, M., De Vlieghe, B., 1995. Acumulaciones holocenas y geoarqueología en el sur de la isla de Eubea (Grecia). *Geographica.* 32, 155- 169. DOI: 10.26754/ojs_geoph/geoph.1995321728

- Pérez, M., García, M., 2013. Aplicaciones de la teledetección en degradación de suelos. *Bol. Asoc. Geógr. Esp.* 61, 285-308.
- Petersen, G., Nizeyimana, E., Evans, B., 1998. Applications of geographic information systems in soil degradation assessments. En: Lal, R., Blum, W., Valentin, C., Stewart, B. (eds.), *Methods for assessment of soil degradation. Advances in Soil Science* 9. CRC Press, Boca Raton, FL. pp. 377-391.
- Pimentel, D., Burgess, M., 2013. Soil erosion threatens food production. *Agriculture*. 3, 443-463. DOI: 10.3390/agriculture3030443
- Pineda, M., Martínez-Casasnovas, J., Vilorio, J., 2016. Cambios de cobertura vegetal y susceptibilidad a deslizamientos de tierras en la Serranía del interior, Venezuela. *Interciencia*. 41, 190-197.
- Quinton, J., Morgan, R., 1996. Description of the European soil erosion model (EUROSEM) and an example of its validation. En: Pla, I., López R., Lobo, D. (Eds.), *Soil erosion processes on steep lands. Evaluation and modelling. International Society Soil Science; Sociedad Venezolana de la Ciencia del Suelo. Centro Interamericano de Desarrollo e Investigación Ambiental y Territorial (CIDIAT). Mérida, Venezuela.* pp. 239-258.
- Ramírez, R., Rivas, D., Flores, E., Ochoa, G., Oballos, J., Velázquez, J., Manrique, J., 2008. Clasificación de tierras con fines agrícolas en alta montaña: cuenca del río Pueblo Llano del estado Mérida. *Rev. Forest. Latinoam.* 23, 9-32.
- Renard, K., Foster, G., Weesies, G., McCool, D., Yoder, D., 1993. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). *Agriculture Handbook* 703. USDA, Washington, DC.
- Riaño, O., 2010. Álgebra lineal en el procesamiento digital de imágenes. Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá.
- Roa, J., 2007. Estimación de áreas susceptibles a deslizamientos mediante datos e imágenes satelitales: cuenca del río Mocotíes, estado Mérida-Venezuela. *Rev. Geogr. Venez.* 48(2), 183-219.
- Rosot, M., da Luz, J., Cruz P., Rosot, N., Oliveira, Y., 2008. Las geotecnologías como herramienta para el ordenamiento territorial: estudio de caso de un bosque de Araucaria en el sur de Brasil. *Rev. Forest. Latinoam.* 23, 111-130.
- Roy, D., Wulder, M., Loveland, T., Woodcock, C., Allen, R., Anderson, M., Helder, D., Irons, J., Jhonson, D., Kennedy, R., Scambos, T., Schaaf, C., Schott, J., Sheng, Y., Vermote, E., Belward, A., Bindshadler, R., Cohen, W., Gao, F., Hipple, J., Hostert, P., Huntington, J., Justice, C., Kilic, A., Kovalsky, V., Lee, Z., Lyburner, L., Masek, J., Mccorkel, J., Shuai, Y., Trezza, R., Vogelmann, J., Wynne, R., Zhu, Z., 2014. Landsat-8: science and product vision for terrestrial global change research. *Remote Sens. Environ.* 145, 154-172. DOI: 10.1016/j.rse.2014.02.001
- Sanders, D., 2004. Soil conservation. En: Verheye, W. (Ed.), *Land use, land cover and soil sciences. Vol. 4: Land use management.* En: *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS).* Developed under the Auspices of the UNESCO. EOLSS Publishers. Oxford, UK. pp. 198-218.

- Servicio de Conservación de Suelos (SCS)-USDA, 1988. Manual de conservación de suelos. 6a ed. Editorial Limusa, México DF.
- Stallings, J., 1981. El suelo: su uso y mejoramiento. 9a ed. Compañía Editorial Continental, México DF.
- Stocking, M., Murnaghan, N., 2003. Manual para la evaluación de campo de la degradación de la tierra. Ediciones Mundi-Prensa, Murcia, España.
- Suárez de Castro, F., 1956. Conservación de suelos. Colección Agrícola Salvat Editores, Barcelona, España.
- Suárez, J., 2001. Control de erosión en zonas tropicales. Instituto de Investigaciones sobre erosión y Deslizamientos; Universidad Distrital Santander, Bucaramanga, Colombia.
- Troeh, F., Hobbs, J., Donahue, R., 2003. Soil and water conservation for productivity and environmental protection. 4th ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Ur, J., De Jong, L., Giraud, J., Osborne, J., MacGinnis, J., 2013. Ancient cities and landscapes in the Kurdistan Region of Iraq: the Erbil Plain. Archaeological Survey. 2012 Season. Iraq 75, 89-117. DOI: 10.1017/S0021088900000425
- Valero, L., Delgado, F., López, R., 2010. Planificación del uso de la tierra en cuencas altas con base en el riesgo de erosión y la productividad del suelo. Rev. Geogr. Venez. 51, 93-111.
- Vanwallegem, T., Gómez, J., Infante Amate, J., González de Molina, M., Vanderlinden, K., Guzmán, G., Laguna, A., Giráldez, J., 2017. Impact of historical land use and soil management change on soil erosion and agricultural sustainability during the Anthropocene. Anthropocene. 17, 13-29. DOI: 10.1016/j.ancene. 2017.01.002
- Vidal G., P., 2003. Ecología y paisaje fenicio-púnico de la isla de Malta. En: Gómez B., C. (Ed.), Ecohistoria del paisaje agrario: la agricultura fenicio-púnica en el Mediterráneo. Colecciones Oberta 95. Universitat de València, Valencia, España. pp. 255-270.
- Vrieling, A., 2006. Satellite remote sensing for water erosion assessment: a review. Catena. 65, 2-18. DOI: 10.1016/j.catena.2005.10.005
- Wang, G. y Sassa, K., 2003. Pore pressure generation and movement of rainfall - induced landslides: effects of grain size and fine particle content. Eng. Geol. 69: 09-125. DOI: 10.1016/S0013-7952(02)00268-5
- Wang, L., Huang, J., Du, Y., Hu, Y., Han, P., 2013. Dynamic assessment of soil erosion risk using Landsat Tm and Hj satellite data in Danjiangkou Reservoir Area, China. Remote Sens. 5, 3826-3848. DOI: 10.3390/ rs5083826
- Wiegand, C., Rutzinger, M., Heinrich, K., Geitner, C., 2013. Automated extraction of shallow erosion areas based on multi-temporal ortho-imagery. Remote Sens. 5, 2292-2307. DOI: 10.3390/rs5052292
- Williams, J., 1975. Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor. En: Present and prospective technology for predicting sediment yield and sources. USDA-ARS, Washington DC. pp. 244-252.
- Williams, J., Berndt, H., 1977. Sediment yield prediction based on watershed hydrology. Trans. ASAE. 20, 1100-1104. DOI: 10.13031/2013.35710

- Wischmeier, W., Smith, D., 1978. Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. Agricultural Handbook 537. USDA, Washington, DC.
- Zare, M., Nazari Samani, A., Mohammady, M., Salmani, H., Bazrafshan, J., 2017. Investigating effects of land use change scenarios on soil erosion using CLUE-s and RUSLE models. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 14, 1905-1918. DOI: 10.1007/s13762-017-1288-0
- Zhu, T., Zhu, A., 2014. Assessment of soil erosion and conservation on agricultural sloping lands using plot data in the semi-arid hilly loess region of China. *J. Hydrol.: Reg. Stud.* 2, 69-83. DOI: 10.1016/j.ejrh.2014.08.006

www.bdigital.ula.ve



Capítulo III: Evaluación de métodos de corrección atmosférica y sombreado topográfico en imagen Landsat 8 OLI sobre un área montañosa semiárida

*Assessment of atmospheric and topographic correction methods in Landsat 8 OLI
imagery on a semi-arid mountainous area*

Publicación derivada:

Camargo, C., E. Pacheco, C.E. & López, R. (2021). Evaluación de métodos de corrección atmosférica y sombreado topográfico en imagen Landsat 8 OLI sobre un área montañosa semiárida. UD y la Geomática (16), 23-39.

<https://revistas.udistrital.edu.co/index.php/UDGeo/article/view/17040>

Resumen

Una variedad de correcciones atmosféricas (CA) y de sombreado topográfico (CST) fueron aplicadas a una imagen satelital Landsat 8 OLI, las cuales fueron evaluadas visual y estadísticamente con el fin de encontrar la combinación más deseable de ambas, aumentar su calidad visual y, con ello, posibilitar mejores análisis de interpretación y posprocesamiento digital. Los resultados para las primeras correcciones mostraron que la imagen con LaSRC resulta una buena opción, debido posiblemente a su consideración de los ángulos cenitales y azimutales de cada uno de los píxeles, en contraste a los otros métodos desarrollados (*MODTRAN* y *QUAC*); aunado a ello, su escogencia significa ahorro de tiempo en la ejecución de algún otro proceso de corrección de este tipo. En cuanto a las segundas correcciones, el método que mostró un resultado superior fue Minnaert, al preservar mejor los valores de reflectancia y disminuir la desviación estándar con respecto a las imágenes con solo correcciones atmosféricas usadas como referencia de partida (excluyendo *QUAC*), lo cual fue confirmado por la baja infraestimación o sobrestimación mostrada en el análisis visual. Por último, C-Correction aplicado sobre *QUAC* denotó el peor resultado al presentar un elevado valor de media y una elevada varianza, por lo que hace descartable a dicha combinación.

Palabras clave: *Coseno*, *C-Correction*, *LaSRC*, *Minnaert*, *MODTRAN*, *QUAC*.

Abstract

A variety of atmospheric (AC) and topographic shading (TSC) corrections were applied to a Landsat 8 OLI satellite image, which were visual and statistically evaluated in order to find the most desirable combination of both, to increase its visual quality and thus enable better interpretation analysis and digital post-processing. The results for the first corrections showed that the image with LaSRC is a good option, possibly due to its consideration of the zenithal and azimuthal angles of each of the pixels, in contrast to the other methods developed (*MODTRAN* and *QUAC*); in addition, its choice means timesaving in the execution of some other correction process of this type. For the second corrections, the method that showed a superior result was Minnaert, preserving better the reflectance values and decreasing the standard deviation with respect to the images with only atmospheric corrections used as a starting reference (excluding *QUAC*), which was confirmed by the low underestimation or overestimation shown in the visual analysis. Finally, C-Correction applied to *QUAC*, showed

the worst result as it had a high average value and a high variance, making this combination unusable.

Keywords: Cosine, C-Correction, LaSRC, Minnaert, MODTRAN, QUAC.

Introducción

Para utilizar de forma confiable los productos de la tecnología satelital, resulta indispensable eliminar o disminuir los efectos perturbadores que se asocian con la información espectral que captan los sensores a bordo de las plataformas espaciales (Paz, 2018), las cuales son producidas por los gases y partículas existentes en la atmósfera que provocan la dispersión o absorción de la radiación solar (Aguilar, Mora y Vargas, 2014; Soares *et al.*, 2015; Palacios *et al.*, 2018), y por la influencia del relieve, que altera la estructura vertical de la atmósfera y por tanto de sus propiedades radiactivas con respecto a la reflexión y transmisión de la radiación solar que modifica las condiciones de iluminación del terreno (Grau, Vicent y Moreno, 2014; Ma, Jia, Schaepman y Zhao, 2020). Ambas alteraciones ocurren en las trayectorias: descendente de la radiación desde el Sol a la superficie de la Tierra, y en la ascendente detectada por los sensores satelitales (Flood, Danaher, Gill y Gillingham, 2013; López *et al.*, 2016; Paz, 2018).

La eliminación eficaz de efectos atmosféricos y topográficos de las imágenes satelitales es un paso esencial de preprocesamiento para: i) cartografiar con precisión la cobertura terrestre en zonas montañosas (Themistocleous, Hadjimitsis, Retalis y Chrysoulakis, 2012; Pons, Pesquer, Cristóbal y González, 2014; Vanonckelen, Lhermitte, Balthazar y Van Rompaey, 2014); ii) realizar comparaciones entre imágenes de amplias regiones en diversos años (Hantson y Chuvieco, 2011; Goslee, 2012); iii) restaurar valores de radiancia obtenidos, para acercarlos a valores que hubieran tenido en condiciones de percepción ideal y ausencia del efecto atmosférico (Tristán, Wainschenker y Doorn, 2008); iv) eliminar posibles interferencias en la correlación suelo/datos del satélite, necesario para el estudio de procesos de erosión (Sobrino, García, Sobrino y Boluda, 1997); v) reducir la influencia de las sombras de áreas de alto relieve que puedan modificar la respuesta espectral de las coberturas (Hantson y Chuvieco, 2011; Grau, Vicent y Moreno, 2014; Pimple *et al.*, 2017; Dong *et al.*, 2020; Ma *et al.*, 2020), y vi) identificar las propiedades biofísicas de los objetos (reflectancia y temperatura) (Gomes *et al.*, 2012; Palacios *et al.*, 2018). Ejemplos de aplicación de correcciones han sido Carpintero *et al.* (2007); Alatorre y Beguería (2009); Pons *et al.* (2014);

Pimple *et al.* (2017); Vázquez-Jiménez *et al.* (2017), y Dong *et al.* (2020), entre otros. La obtención de las propiedades biofísicas e imágenes radiométricamente corregidas requiere tomar en cuenta también aspectos inherentes al propio sensor (calibración de radiancia) y condiciones de observación (ángulos de iluminación y adquisición) (Chuvieco, 2016).

Para alcanzar tales objetivos se han desarrollado varios métodos de corrección atmosférica (CA) y de sombreado topográfico (CST), también conocido como corrección de la iluminación, corrección topográfica o normalización topográfica (Tan *et al.*, 2013). Los primeros tienen por objetivo eliminar distorsiones causadas por la interacción entre la radiancia y la atmósfera (IGAC, 2007; Themistocleous *et al.*, 2012; Vanonckelen *et al.*, 2014), y obtener la reflectancia espectral de la superficie (Gomes *et al.*, 2012). Los segundos tienen como objetivo eliminar o reducir las distorsiones topográficas derivando la radiancia que se observaría en un terreno plano (Vanonckelen *et al.*, 2014; Dong *et al.*, 2020), debido a que en zonas montañosas las zonas de umbría tienden a presentar menor reflectividad de la que deberían, y las de solana, a denotar reflectividad más alta de la esperada (Riaño, Salas y Chuvieco, 2001); también buscan atenuar la variabilidad de las reflectancias ocasionadas por los efectos BRDF (Bidirectional Reflectance Distribution Factor) del terreno (Tan *et al.*, 2010) y las sombras generadas por el relieve circundante, sobre todo para ángulos de iluminación solar bajos (Gonzales, 2008).

Existen cuatro métodos para realizar CA: 1) mediciones in situ estableciendo perfiles de la composición atmosférica por radiosondeos o mediciones de radiancia en el terreno; 2) a partir de otros sensores que proporcionen estimaciones de variables o propiedades atmosféricas; 3) modelos de transferencia radiactiva (MTR) basado en atmósferas estandarizadas, y 4) desde los datos y propiedades de la escena (Chuvieco, 2016). Por su parte los métodos de CST pueden ser clasificados como lambertianos (reflexión difusa) y no lambertianos (reflexión especular) (Teillet, Guindon y Goodenough, 1982; Füreder, 2010; IGAC, 2007; Pimple *et al.*, 2017).

En este estudio solo se aplicaron a una imagen Landsat 8 de un área montañosa semiárida, CA basados en MTR y desde los datos de la propia imagen como *MODerate resolution atmospheric TRANsmision* (MODTRAN) (Berk *et al.*, 2006) a partir del módulo FLAASH (*fast line-of-sight atmospheric analysis spectral hypercubes*) (Adler-Golden *et al.*, 1999) y *QUick Atmospheric Correction* (QUAC) (Bernstein *et al.*, 2005; Bernstein, Jin, Gregor y Adler-Golden, 2012). Adicionalmente se utilizó una imagen corregida y suministrada por el

USGS (reflectancia de superficie, SR); ejemplos de su empleo para ejecutar sobre ellas CST, han sido [Vázquez-Jiménez et al. \(2017\)](#) y [Dong et al. \(2020\)](#).

En lo que respecta a las CST, aplicadas sobre las imágenes con CA, se empleó el modelo físico del Coseno ([Teillet, Guindon y Goodenough, 1982](#)), y los modelos semiempíricos *C-Correction* ([Teillet, Guindon y Goodenough, 1982](#)) y [Minnaert \(1941\)](#). No se empleó método empírico alguno, porque estos suelen presentar mayores errores en sus correcciones ([Ma et al., 2020](#)).

Dado al interés que reviste poseer imágenes satelitales corregidas, el objetivo de este trabajo consistió en primera instancia evaluar las CA *MODTRAN* y *QUAC* desarrolladas en conjunción a la imagen *LaSRC*. Dicho análisis se realizó a partir de la comparación visual de firmas espectrales de algunas coberturas significativas entre sí y con curvas espectrales procedentes de una biblioteca espectral ([Kokali et al., 2017](#)), por medio de pruebas estadísticas para muestras relacionadas, y análisis visual de imágenes, que permitieron determinar la mejor CA a utilizar. Por su parte, dado que recopilar datos de verdad-terreno resulta imposible para validar ([Fan et al., 2018](#)), los resultados de CST fueron estudiados mediante una prueba estadística de homogeneidad y coeficiente de variación (CV), asociado al análisis visual, las cuales posibilitaron la definición de la mejor corrección de este tipo, en la búsqueda de establecer la mejor combinación de correcciones radiométricas (CA + CST).

Se seleccionó el área de la microcuenca Quebrada Seca, por presentar áreas montañosas con pendientes fuertemente ondulada a colinosa (8 % a 30 %) y fuertemente socavada a montañosa (> 30 %) (según clasificación de la pendiente [FAO y Unesco, 1976](#)), donde las respuestas espectrales de las coberturas y diversos procesos de erosión existentes pueden ser modificadas tanto por su posición en el relieve (zonas de solana y umbría) con respecto al sensor y el sol, como por la influencia de los componentes atmosféricos. La mencionada área se encuentra bajo una condición climática seca semiárida ([Matteucci, 1986](#)) que la convierte en un área susceptible a erosión ([Tsegaye, Addis y Hassen, 2020](#)) y, por ende, a desertificación ([Urbina, 2017](#)), características que la ubican como área de interés para la Convención de Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (CNULD) y sus Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) en la agenda 2030 ([United Nations General Assembly, 2015](#); [UNCCD, 2015](#); [Orr et al., 2017](#)).

Metodología

Área de estudio

Se encuentra al occidente del estado Táchira (Venezuela), entre 72°26'43'' y 72°21'23'' W y 7°58'29'' y 7°54'11'' N. Su altitud varía entre 260 m y 1622 m. Desde el punto de vista político-administrativo, pertenece al municipio Pedro María Ureña, y tiene una extensión de 37,31 km², con 12 km de largo por 3,9 km de ancho (Camargo, Pacheco y Jaimes, 2018). Presenta dos unidades de paisaje fácilmente distinguibles (figura 1), el montañoso de pendientes moderadas a fuertes y las áreas bajas del amplio valle del río Táchira (Alvarado, Sánchez, Rodríguez y Pereira, 1981).

Datos

Se empleó una imagen Landsat 8 OLI captada el 01 de octubre del año 2017 a las 11:06 a. m. (Path: 007, Row: 055), con nivel de corrección geométrica y radiométrica L1T (IGAC, 2013), cuyos ángulos solares de elevación y azimut son 64,51° y 113,95°, respectivamente. Cuenta con 9 bandas que recogen diferentes longitudes de onda (no se emplearon las bandas TIRS 1 y 2 en este estudio).

Adicionalmente, se utilizó un MDE ASTGTM 2 (ASTER Global Digital Elevation Model) (NASA JPL, 2009) con tamaño de pixel de 1 arco segundo (30 m). Ambos productos de distribución gratuita fueron descargados de la colección del U.S. Geological Survey (USGS: <http://earthexplorer.usgs.gov/>). También se solicitó la misma imagen ya corregida y con valores de reflectancia de la superficie (SR).

De igual manera, se empleó una imagen *Digital Globe* (color natural), de fecha 7 de mayo de 2018, cedida por la organización Digital Globe, responsable de los satélites QuickBird y World View – 1 y 2, con resolución espacial de 50 cm (SIGIS, 2019), soportada en el *software Google Earth*, propiedad de Google, que permite su visualización y utilización para investigaciones y trabajos sin fines lucrativos (Soares y Mendes, 2014); dicha imagen permitió la correcta ubicación y selección de las muestras espectrales representativas (vegetación, suelo desnudo y urbanismo).

Otros datos utilizados fueron tres firmas espectrales representativas similares a las previas mencionadas, descargadas de la librería espectral de la USGS versión 7 y remuestreadas a la

respuesta espectral de las bandas Landsat 8 OLI (Kokali *et al.*, 2017) (<https://crustal.usgs.gov>).

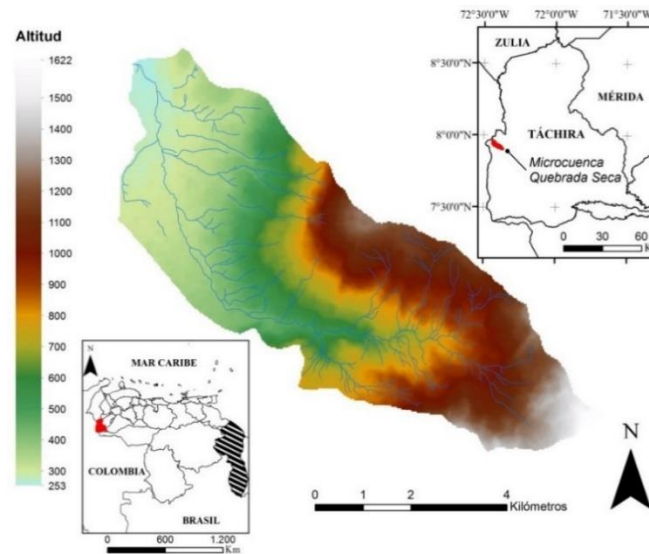


Figura III. 1. Ubicación de la microcuenca Quebrada Seca y modelo digital de elevación. Fuente: elaboración propia a partir del ASTER DEM y la cartografía oficial del Instituto Geográfico Venezolano Simón Bolívar.

Correcciones atmosféricas (CA) y de sombreado topográfico (CST)

Para las primeras, se recurrió a tres procesos, basados tanto en MTR como en propiedades de la propia imagen Landsat 8. En el primero, se convirtieron los niveles digitales (ND) de la imagen original a variables biofísicas de significancia estándar (reflectancia) (López *et al.*, 2016). Esto implicó, en primer lugar, la transformación de los ND a valores de radiancia, tomando en consideración los coeficientes de calibración del sensor (Chuvieco, 2016) y un factor de escala de 0,1 para poder obtener la imagen en $\mu\text{W}/\text{cm}^2 \text{ sr nm}$ (Harris Geospatial Solution, 2018), dado a que los ND son proporcionales a la radiancia capturada originalmente por el sensor (Aguilar, Mora y Vargas, 2014). En segundo lugar, fueron normalizados, llevándolos de energía reflejada a valores de reflectividad (Tristán, Wainschenker y Doorn, 2008), que expresan en porcentaje, la relación entre el flujo incidente y el reflejado por una superficie (IGAC, 2007; Chuvieco, 2008), alcanzado a partir de la aplicación del MTR MODTRAN 4 (Berk *et al.*, 2006), el cual suele basarse en una serie de atmósferas estándar (en este caso tropical) que considera también los efectos de reflectividad bidireccional del terreno y de objetos cercanos (Chuvieco, 2016). Para la ejecución del modelo también se suministraron datos como altitud promedio del ASTGTM 2 del área (751 m), un modelo de

aerosol rural, representativo de aerosoles en áreas no muy afectadas por fuentes urbanas o industriales (Abreu y Anderson, 1996), la asignación de las bandas SWIR 2 y roja para la recuperación de aerosoles y estimación de visibilidad promedio, método que define un pixel oscuro cuando la reflectancia es de 0,1 o menor (Kaufman *et al.*, 1997), y una clara visibilidad inicial de la imagen (40 km). No se incluyó la recuperación de vapor de agua porque el sensor no cuenta con bandas adecuadas para realizar tal operación (rangos de 0,15 μm o superiores); tampoco se incluyeron datos de ángulo cenital y azimutal, dado al diseño de la arquitectura del plano focal del sensor, que está compuesto por cámaras de empuje constituido por 14 chips (con superposición entre sí) que miran ligeramente hacia adelante (impares) y hacia atrás (pares), que hace que cambie el ángulo de visión para cada línea (USGS, 2018a). Se escogió este modelo, pues al ser de base física, puede producir alta exactitud de los valores de reflectancia de la superficie y pueden ser usados en diferentes condiciones atmosféricas incluyendo variaciones geográficas y estacionales, dispersión atmosférica y absorción (Lu, Mausel, Brondizio y Moran, 2002).

El segundo proceso, denominado *QUAC*, consistió en la aplicación de un algoritmo que requirió solo una especificación aproximada de las ubicaciones de las bandas (longitudes centrales) y la calibración radiométrica de la escena, sin requerimiento de metadatos adicionales, lo que lo convierte en un método significativamente rápido, en contraste con los basados en principios físicos (Bernstein *et al.*, 2012), que le permite determinar los parámetros de compensación atmosférica directamente desde la información contenida dentro de la escena utilizando los espectros de píxeles observados (Bernstein *et al.*, 2005). *QUAC* está basado en el hallazgo empírico de que el promedio de la reflectancia de diversos materiales espectrales, como miembros finales espectrales en una escena, son esencialmente independientes de la imagen, siendo permitido también para cualquier ángulo de visión o elevación solar (ITT, 2009).

Para el tercer proceso, se solicitó la misma imagen con valores de reflectancia de superficie (SR) precisos y sólidos (Doxani *et al.*, 2018) al USGS, producida a partir de un código definido como *LaSRC* (Landsat 8 Surface Reflectance Code) (USGS, 2018a, 2018b), que genera en primer lugar, un producto de reflectancia en el techo de la atmósfera (TOA) usando parámetros de calibración de los metadatos (USGS, 2019), y que posteriormente es procesado con la banda aerosol costera (para realizar pruebas de inversión de aerosol), datos climáticos auxiliares de MODIS y un MTR único (algoritmo interno) para la generación de la

reflectancia de superficie (USGS, 2018b) en el que se calculan, para cada pixel, los ángulos cenitales y azimutales del sensor (USGS, 2018d). También emplea un modelo de elevación digital derivado del ETOPO5 (USGS, 2019). Dicha imagen, fue necesario dividirla entre 10000 para reescalar los datos y facilitar su lectura (Soares *et al.*, 2015) y posterior comparación con los modelos previos mencionados.

En cuanto a los métodos de CST, se aplicó el lambertiano del Coseno (Teillet, Guindon y Goodenough, 1982) que ignora la irradiancia difusa y solo considera el ángulo cenital y solar incidente para su cálculo, y métodos no lambertianos como la ecuación de Minnaert (1941), aplicando una constante empírica K (Ma *et al.*, 2020) de 0,5 (1 caracteriza una superficie lambertiana ideal) y *C-Correction* (Teillet, Guindon y Goodenough, 1982), calculando el parámetro empírico C (Ma *et al.*, 2020), a partir de la regresión lineal entre el coseno del ángulo de incidencia solar i (iluminación) como variable independiente y los datos espectrales (reflectancia) como variable dependiente (Vázquez-Jiménez *et al.*, 2017), los cuales tratan de modelar la irradiancia difusa mediante constantes de BDRF, que describen las características de reflexión de las superficies (Füreder, 2010) (tabla 1). Previamente se suministró el ASTGTM 2 para generar el modelo de iluminación ($Cos\ i$) requerido por cada uno de los modelos de CST a partir de la ecuación (1):

$$Cos\ i = \cos e \cos z + \sin e \sin z \cos (a - a') \quad (1)$$

Donde, i es el ángulo solar local incidente; e , el ángulo de la pendiente; z , el ángulo cenital; a , el ángulo azimutal, y a' , el ángulo de orientación (Teillet, Guindon y Goodenough, 1982). $Cos\ i$ es un parámetro comprendido entre -1 y 1, indicadores de mínima y máxima iluminación, respectivamente (Pimple *et al.*, 2017). De modo más específico, el ángulo cenital (z) fue calculado a partir de la ecuación (2):

$$\text{Ángulo cenital} = 90^\circ - \theta_{SE} \quad (2)$$

En el que θ_{SE} es la elevación solar, proveída por los metadatos de la imagen (USGS, 2018c). Tanto CA como CST fueron ejecutadas en el *software* ENVI 5.3 (Harris Geospatial Solution, 2015), aplicando además el método *C-Correction* en IDL, desarrollado por Canty (2009) de licencia pública.

Tabla III. 1. Métodos de corrección topográfica

Corrección de coseno (Teillet <i>et al.</i> , 1982)	Corrección de Minnaert (Minnaert, 1941)	C-Correction (Teillet <i>et al.</i> , 1982)
$L_H = L_T \times \frac{\cos z}{\cos i}$	$L_H = L_T \times \left(\frac{\cos z}{\cos i}\right)^k$	$L_H = L_T \times \frac{\cos z + c}{\cos i + c}$
L_H = reflectancia de una superficie horizontal.	L_H = reflectancia de una superficie horizontal.	L_H = reflectancia de una superficie horizontal.
L_T = reflectancia de una superficie inclinada	L_T = reflectancia de una superficie inclinada	L_T = reflectancia de una superficie inclinada
z = ángulo cenital solar	z = ángulo cenital solar	z = ángulo cenital solar
i = ángulo local incidente	i = ángulo local incidente	i = ángulo local incidente
	k = constante de Minnaert	$c = \frac{b}{m}$ para $L_T = m \times \cos i + b$
		m = gradiente de regresión lineal: $L_T - \cos i$
		b = intercepción de regresión lineal: $L_T - \cos i$

Fuente: modificado de Füreder (2010).

Evaluación de correcciones atmosféricas

Para verificar el resultado de una CA, se deben observar las curvas de firmas espectrales de objetos conocidos presentes en una imagen (Soares *et al.*, 2015), a su vez, la comparación de gráficos espectrales de una misma cobertura, derivada de diferentes modelos, puede ser usada para analizar cuál método es el más razonable de acuerdo con la distribución espectral en las diferentes longitudes de onda (Lu *et al.*, 2002). Ejemplos de análisis comparativos han sido Lu *et al.* (2002); Kruse (2004); Gomes *et al.* (2012); Soares *et al.* (2015), y Araujo, Bruno, Ritcher y Rubim (2017).

Basado en estos preceptos, se realizó una comparación entre curvas de tres muestras de firmas espectrales representativas de la imagen (vegetación, suelo desnudo y urbanismo), obtenidas por los tres métodos de CA. Ello, aunado a su comparación con tres curvas espectrales de muestras de referencia para las bandas de Landsat 8, adquiridas de la librería espectral de la USGS versión 7 (Kokali *et al.*, 2017), dado a que en Venezuela no se dispone de una biblioteca espectral (Primera, 2011).

Las muestras fueron seleccionadas a partir de su visualización y localización (coordenadas XY) en la imagen satelital Landsat 8 OLI, cotejadas con una imagen Digital Globe (de mayor resolución). Dicha imagen proveyó una mejor discriminación de las coberturas presentes. En cuanto a las curvas espectrales de la librería, estas fueron seleccionadas a partir de su similitud espectral con las muestras obtenidas por los métodos de CA.

Posteriormente, se aplicó una prueba *t* de *Student* solo sobre la banda del IRC (Banda 5) de cada una de las CA, debido a que esta es una de las que contiene el mayor porcentaje de la información espectral de la vegetación (Baret, Guyot y Major, 1989; IBGE, 2001), que conduce a realizar disminuir el efecto del relieve (pendiente y orientación) en la caracterización espectral de las distintas coberturas (Soria y Granados, 2005).

Exhibidas así las mayores diferencias entre valores reflejados en las curvas espectrales para ambas coberturas (suelo y vegetación, principalmente), sumado a la no practicidad de realizar este análisis para cada una de las bandas, la prueba se utilizó para comparar si entre las correcciones existía homogeneidad (Salinas, 2011) a un intervalo de significancia del 95 %, estableciéndose un valor *p* asociado al estadístico de contraste menor que alfa (0,05) para rechazar como hipótesis nula ($\mu_D = 0$), que las correcciones presentan diferencias ($\mu_D \neq 0$). El estadístico *T* se define como (ecuación (3)):

$$T = \frac{d}{s_D / \sqrt{n}} \quad (3)$$

Donde, *d* es la media de las variables (para cada par de comparación); *n*, el tamaño de la muestra, y *S_D* es la desviación estándar (Tapia, 2007). Se estableció un grado de libertad constituyendo además un modelo balanceado (mismo número de datos en cada muestra). Ejemplo del uso de esta prueba con igual nivel de significancia es Sanches, Andrade, Quartaroli y Rodrigues (2011).

Para realizar esta prueba, se comprobó que las muestras presentaran distribución normal, sumado al conocimiento de sus medias y desviaciones estándar (Berthouex y Brown, 2002); también se aplicó la prueba de Kolmogorov-Smirnov, con un nivel de corrección de Lilliefors de contraste de normalidad (Tapia, 2007). La prueba compara la función de distribución teórica con la observada y calcula un valor de discrepancia, representado habitualmente como *D* (Arana y Gaona, 2010; Zelterman, 2015). Así, *D* es una medida de distancia entre las distribuciones, donde valores cercanos a 1 indican alta separabilidad y valores cercanos a 0, semejanza (Gerstmann, Möller y Gläßer, 2016); por su parte, el nivel de corrección estima los parámetros de la distribución normal a partir del conjunto de datos (Ketelaar, 2009). Se determinaron 41 447 observaciones para cada una de las correcciones, definidas por los píxeles del área de estudio. Los resultados de esta prueba también sirvieron para conocer la influencia de cada una de las CA en los resultados de las CST.

Evaluación de correcciones de sombreado topográfico

Se realizó a partir de la inspección de las medias y desviaciones estándar sobre las imágenes con solo CA y combinada con CST respectivamente (Dong *et al.*, 2020; Füreder, 2010; Goslee, 2012; Hantson y Chuvieco, 2011; Law y Nichol, 2004; Meyer *et al.*, 1993; Pimple *et al.*, 2017; Vázquez-Jiménez *et al.*, 2017).

Las diferencias espectrales entre la imagen con CA y las de CST deben ser bajas, de lo contrario sería un signo de corrección excesiva o insuficiente (Füreder, 2010). De manera más específica, una CST efectiva debería reducir las variaciones espectrales y la desviación estándar aunado a una retención de la media (Law y Nichol, 2004), lo que significaría una reducción del impacto de la iluminación (Hantson y Chuvieco, 2011) o, en otras palabras, la remoción del efecto de sombreado (Pimple *et al.*, 2017). De manera detallada, las medias, fueron examinadas usando valores originales menos los corregidos, siendo solo de interés la magnitud y no la dirección de su diferencia (Goslee, 2012).

Inmediatamente, se planteó la relación de la desviación y la reflectancia media, expresada en porcentaje, la cual se espera disminuya después de una CST exitosa (Pimple *et al.*, 2017). Ejemplo de su uso han sido Richter, Kellenberger y Kaufmann (2009); Goslee (2012), y Pimple *et al.* (2017). Su formulación se expresa de la siguiente manera (ecuación (4)):

$$CV (\%) = \sigma / \mu \times 100 \quad (4)$$

Donde, CV es el coeficiente de variación, σ es la desviación estándar y μ es la media, de los valores de reflectancia. Para una mejor evaluación de los cambios de la corrección, la diferencia de CV entre las imágenes con CST y las sin corregir (CA), ha sido calculada a partir de su resta (Vanonckelen *et al.*, 2014), expresada de la forma (ecuación (5)):

$$CV \text{ Diferencia} = CV \text{ pre-corrección} - CV \text{ post-corrección} \quad (5)$$

Análisis visual de correcciones

En cuanto al análisis visual en ambos tipos de correcciones, dado a que el efecto visual es más impresionante en la banda del IRC que en una banda visible (Law y Nichol, 2004; Grau *et al.*, 2014), esta se realizó en una composición falso color, basado en tres aspectos: i) la efectividad de la remoción de las sombras; ii) la consistencia del color antes y después, y si hay corrección excesiva, y iii) características de las texturas de las imágenes (Dong *et al.*, 2020). Muestras del empleo de este criterio se presentan en Meyer *et al.* (1993); Law y Nichol

(2004); Füreder (2010); Hantson y Chuvieco (2011); Pimple *et al.* (2017); Vázquez-Jiménez *et al.* (2017); Yan *et al.* (2019), y Dong *et al.* (2020).

Resultados

Evaluación de correcciones atmosféricas

La comparación de las curvas espectrales obtenidas por los diversos métodos sobre las tres muestras seleccionadas entre sí para diferentes coberturas permitió constatar la similitud entre los métodos *MODTRAN* y *LaSRC*, observándose una diferencia notable entre éstos y *QUAC*, principalmente en lo que respecta a suelo desnudo y urbanismo (figura 2). No se incluyó muestra referida a agua, debido a que los pocos píxeles existentes (pertenecientes al río Táchira) presentaban altos contenidos de sedimentos en un ancho oscilante o menor a 30 m de longitud, lo que ocasiona mezcla de reflectancias de diferentes cubiertas.

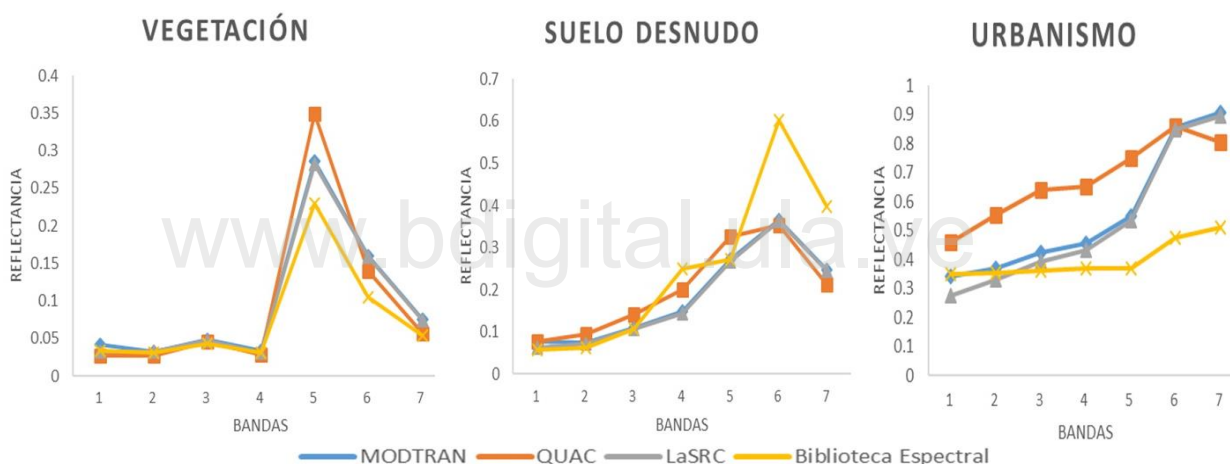


Figura III. 2. Comparación de valores de reflectancia en cada banda de Landsat 8 corregida por los métodos atmosféricos y de referencia de la biblioteca espectral. Fuente: elaboración propia a partir de datos extraídos de cada una de las correcciones atmosféricas y de Kokali *et al.* (2017).

En cuanto a la escogencia de las curvas de referencia existentes en la biblioteca espectral, se seleccionaron: vegetación perenne siempre verde (*Pseudotsuga menziesii*), suelo desnudo con contenidos de hematita y otras fases minerales y lo concerniente a láminas de aluminio (empleada en techo en galpones y viviendas).

A partir de la comparación entre las curvas obtenidas y las de referencia, se pudo constatar que tanto las correcciones obtenidas por *MODTRAN* como *LaSRC* fueron las que más guardaron similitud con respecto a estas; por su parte, resultados arrojados por *QUAC* denotaron, para el caso de la vegetación, un comportamiento homólogo pero con un valor

mayor de reflectancia en la banda 5 y menor en las restantes; de igual modo, este método presentó valores elevados en las bandas 1 a 6 y levemente menor en la 7 para suelo desnudo y urbanismo (mucho más marcado para este último). Finalmente, aunque existen diferencias muy marcadas en los valores de reflectancia para estas dos últimas clases en las curvas de referencia (bandas 6 y 7), su comportamiento es muy aceptable para establecer puntos de partida de comparación en las bandas del visible y el IRC.

Pasando ahora a la evaluación estadística, previamente a la aplicación de la prueba t de *Student*, se conocieron las medias y desviaciones estándar de las 41 447 observaciones extraídas de la banda 5 de cada una de las CA, siendo para *MODTRAN* μ 0,25539 y σ 0,044798; *QUAC* μ 0,30119 y σ 0,069430, y *LaSRC* μ 0,25081 y σ 0,043993, respectivamente, las cuales expresan la similitud entre los métodos *MODTRAN* y *LaSRC*; por su parte, *QUAC* evidenció diferencias con respecto a estas. En cuanto al estadístico Kolmogorov-Smirnov (con corrección de la significación de Lilliefors), el p-valor asociado fue menor a 0,05 (0,027 para *LaSRC* y 0,028 para *MODTRAN* y *QUAC*); por tanto, se acepta la normalidad de las muestras en cada una de las CA desarrolladas.

Comprobada la normalidad de las observaciones en cada una de las CA desarrolladas, se aplicó la prueba de t de Student para muestras relacionadas. La tabla 2 señala, en primer lugar, que las correcciones son diferentes entre sí ($P < 0,05$) y, en segundo lugar, que *MODTRAN* y *LaSRC* son las que más se parecen al presentar la desviación estándar por par más baja; por cuanto *QUAC* comparado con los otros métodos (bajo este criterio) lo haría descartable de ser utilizado.

Tabla III. 2. Prueba de muestras relacionadas de la banda 5 para cada una de las CA

		μ	σ	Desv. Error prom.	95% de intervalo de confianza de la diferencia		T	GL	Sig*
					Inferior	Superior			
Par 1	B5_MODTRAN - B5_LaSCR	0,0046	0,0011	0,0000	0,0046	0,0046	860,5850	41 446	0
Par 2	B5_MODTRAN - B5_Quac	0,0458	0,0246	0,0001	0,0460	0,0456	378,4200	41 446	0
Par 3	B5_Quac - B5_LaSRC	0,0504	0,0254	0,0001	0,0501	0,0506	403,0250	41 446	0

Evaluación de correcciones de sombreado topográfico

Previa a la evaluación de los resultados de CST, fue generado el modelo de iluminación requerido para la ejecución de estos, obteniéndose uno comprendido entre valores mínimo y máximo: de 0,21 y 0,99 (correspondientes a un ángulo de incidencia de $12,12^\circ$ y $81,89^\circ$ respectivamente), con una media de 0,83 ($56,09^\circ$) y una desviación estándar de 0,09 ($5,16^\circ$). Estos valores denotaron en primer lugar, el cálculo correcto del modelo, al hallarse entre el rango -1 y 1; en segundo lugar, la inexistencia de valores menores a 0 que significaría áreas totalmente ocultas al sensor y que se mostrarían totalmente oscuros, producto de los ángulos solares de elevación y azimut ($64,51^\circ$ y $113,95^\circ$) al momento de adquisición de la imagen (11:06 a.m.), que por el contrario permitieron una buena iluminación del área, y tercero, a partir de los valores de media y desviación estándar, un ángulo de incidencia cercano al ángulo solar con poca variación, salvo en áreas muy específicas del modelo.

Obtenidas las diferentes combinaciones de CA y CST, se extrajeron las propiedades de las reflectancias (medias y desviaciones estándar) (tabla 3). La observación de las medias evidenció la mejor preservación de los valores de reflectancia por el método de Minnaert en las CA *MODTRAN* y *LaSRC*, siendo esta última la que presentó el menor valor entre ambas. Estos resultados fueron seguidos por *C-Correction* aplicado sobre *MODTRAN* y *LaSRC*.

En el mismo orden de ideas, *C-Correction* aplicado sobre la CA *QUAC* denotó el peor resultado al presentar un elevado valor de media, por lo que hace a dicha combinación, descartable. Por otra parte, el método del Coseno (excluyendo su combinación con *LaSRC*), presentó la mayor variación con respecto a esta medida en las tres CA. Resultados numéricamente soportados por la diferencia entre los valores de medias de reflectancia en bruto (imagen con solo CA) y medias de las imágenes con CST, siendo estos para *MODTRAN*-Minnaert 0,037; *LaSRC*-Minnaert 0,035; *QUAC*-Minnaert 0,037; *LaSRC*-Coseno 0,064; *LaSRC*-*C-Correction* 0,092; *MODTRAN*-*C-Correction* 0,094; *QUAC*-*C-Correction* 0,115; *MODTRAN*-Coseno 0,173, y *QUAC*-Coseno 0,173.

En cuanto a la comparación de las varianzas, solo el método de Minnaert sobre las CA *MODTRAN* y *LaSRC* disminuyeron las desviaciones estándar originales, siendo esta última combinación la que presentó el menor valor de ambas. Estos resultados nuevamente fueron seguidos por *C-Correction* sobre estas CA en el mismo orden jerárquico. En cuanto al resto de desviaciones, tendieron a aumentar, siendo el peor valor generado, el proporcionado por

C-Correction sobre *QUAC*. Similarmente, los resultados para el método del Coseno no fueron satisfactorios (basados en este criterio). En cuanto a Minnaert sobre *QUAC*, presentó una varianza más cercana a la de la imagen original, mucho mejor a las presentadas por los métodos lambertianos en todas las CA (tabla 3).

Tabla III. 3. Medias y desviaciones estándar para cada CA y posterior combinación con las CST

BANDA	<i>MODTRAN</i>		<i>MODTRAN-Coseno</i>		<i>MODTRAN-Minnaert</i>		<i>MODTRAN-C-Correction</i>	
	μ	σ	μ	σ	μ	σ	μ	σ
1	0,051	0,022	0,062	0,027	0,053	0,022	0,058	0,023
2	0,043	0,022	0,053	0,027	0,045	0,022	0,051	0,024
3	0,063	0,024	0,077	0,029	0,066	0,024	0,072	0,026
4	0,058	0,031	0,070	0,037	0,060	0,032	0,070	0,037
5	0,255	0,045	0,314	0,062	0,269	0,046	0,270	0,046
6	0,194	0,049	0,237	0,056	0,204	0,048	0,219	0,049
7	0,112	0,049	0,136	0,055	0,117	0,048	0,132	0,052
BANDA	<i>QUAC</i>		<i>QUAC-Coseno</i>		<i>QUAC-Minnaert</i>		<i>QUAC-C-Correction</i>	
	μ	σ	μ	σ	μ	σ	μ	σ
1	0,042	0,032	0,050	0,038	0,043	0,032	0,041	2,149
2	0,046	0,035	0,055	0,042	0,048	0,036	0,059	0,214
3	0,069	0,039	0,084	0,046	0,072	0,039	0,085	0,049
4	0,066	0,047	0,079	0,054	0,068	0,047	0,085	0,272
5	0,301	0,069	0,370	0,089	0,316	0,070	0,324	0,072
6	0,176	0,051	0,215	0,058	0,184	0,050	0,201	0,052
7	0,090	0,044	0,109	0,049	0,094	0,044	0,109	0,049
BANDA	<i>LaSRC</i>		<i>LaSRC-Coseno</i>		<i>LaSRC-Minnaert</i>		<i>LaSRC-C-Correction</i>	
	μ	σ	μ	σ	μ	σ	μ	σ
1	0,036	0,016	0,044	0,018	0,038	0,016	0,042	0,016
2	0,039	0,018	0,048	0,021	0,041	0,018	0,046	0,019
3	0,060	0,022	0,073	0,026	0,062	0,022	0,068	0,024
4	0,053	0,030	0,064	0,035	0,055	0,030	0,065	0,037
5	0,251	0,044	0,309	0,061	0,264	0,045	0,265	0,045
6	0,193	0,049	0,235	0,056	0,202	0,048	0,217	0,049
7	0,110	0,048	0,134	0,054	0,115	0,048	0,130	0,052

Pasando al tema del coeficiente de variación (CV), se obtuvo que *C-Correction* sobre *LaSRC* seguido por *C-Correction* sobre *MODTRAN* y Minnaert sobre *LaSRC* y *MODTRAN* consecutivamente, redujeron el CV. Por su parte, *C-Correction* sobre *QUAC* incrementó severamente el CV, debido a su alto valor en su desviación estándar en las bandas 1, 2 y 4

principalmente (figura 3). Finalmente, el método del Coseno sobre cualquiera de las CA presentó pocas variaciones. Estos resultados comparativos pueden vislumbrarse de mejor manera a partir de la comparación entre las diferencias existentes de CV entre las CA y las CST aplicadas sobre ellas, estas fueron: *MODTRAN-Coseno* 5,15 %; *QUAC-Coseno* 9,40 %; *LaSRC-Coseno* 9,97 %, *MODTRAN-Minnaert* 10,71 %; *QUAC-Minnaert* 11,87 %; *LaSRC-Minnaert* 12,18 %; *MODTRAN-C-Correction* 16,30 %; *LaSRC-C-Correction* 18,20 % y *QUAC-C-Correction* 5662,68 %.

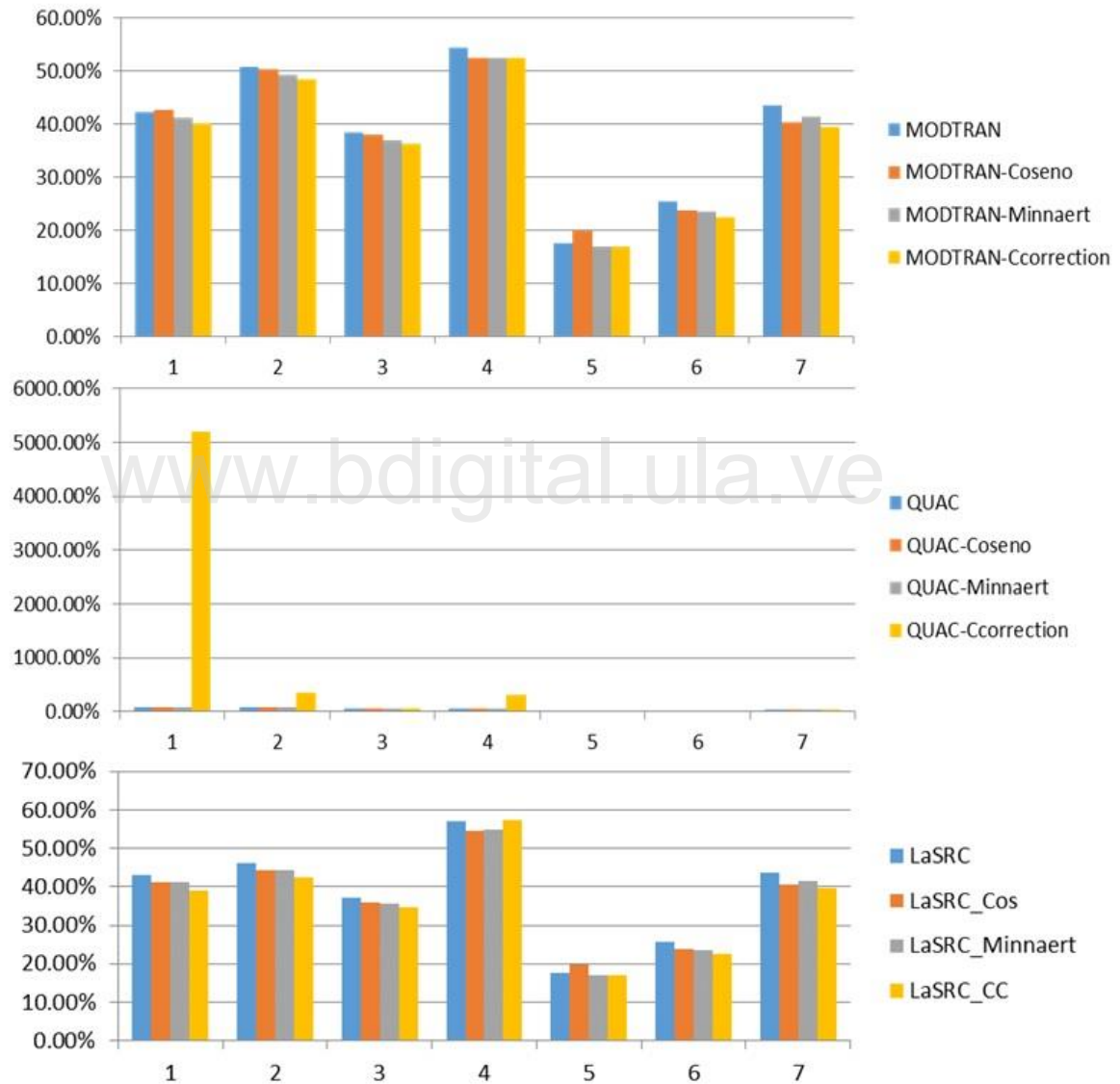


Figura III. 3. Coeficientes de variación de las CA y CST. Fuente: elaboración propia.

Análisis visual de correcciones

Las figuras 4, 5 y 6 son composiciones en falso color (543), tanto para CA (literal *a*) como para CST aplicados sobre estas (literales *b*, *c* y *d*), que cuentan, además, con pequeñas subescenas ampliadas en áreas críticas para evidenciar los diferentes resultados. Literales *a* denotan la presencia de áreas sombreadas generadas por el efecto del relieve; los *b*, *c* y *d* evidencian los diferentes resultados de reducción de estas, preservando la respuesta espectral; sin embargo, dichas correcciones resultaron insuficientes para muchos sectores de las imágenes.

Un análisis visual sobre las CST realizadas en la imagen con CA por el método *MODTRAN*, denotó un exceso de corrección por el método *C-Correction* (áreas demasiado brillantes); de igual modo, el método del Coseno generó, aunque en menor grado, exceso de CST. El mejor resultado visual lo presentó la CST de Minnaert (mantenimiento del color, textura y sin sobrecorrección). Resultados similares presentaron los diversos métodos de CST aplicados a la imagen corregida por el método *LaSRC* (figura 4).

En cuanto a las CST sobre *QUAC*, visualmente no presentaron un resultado adecuado, debido a que estas imágenes exhibieron tonalidades oscuras en sus píxeles que dificultarían un análisis discriminativo de coberturas (sobrecorrección, cambios de color y textura en algunos sectores). En este caso, *C-Correction* evidenció una corrección excesiva en algunas áreas, seguido del método del Coseno; de modo semejante, la mejor corrección se estableció para el método de Minnaert (figura 5).

Finalmente, las CST aplicadas sobre la imagen con el tratamiento *LaSRC* señalaron nuevamente una excesiva corrección por el método *C-Correction*. Por su parte, Coseno sobreestimó de forma mínima algunos sectores. El mejor resultado fue presentado por Minnaert (mantenimiento de los criterios visuales de evaluación) (figura 6).

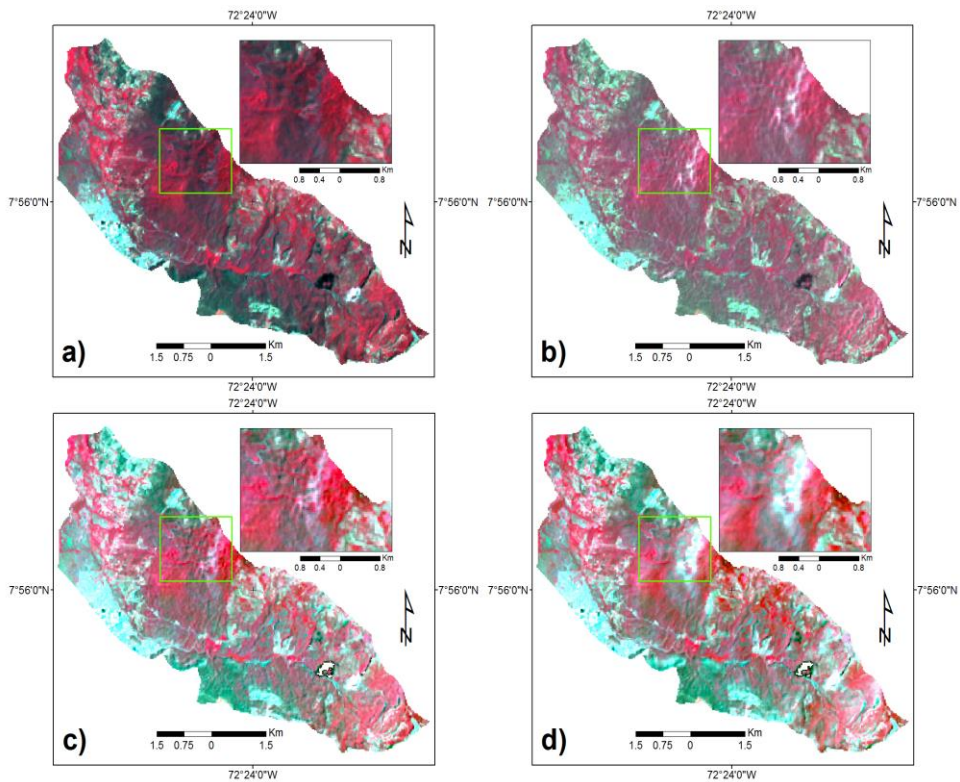


Figura III. 4. CST a partir de CA por el método *MODTRAN*: a) *MODTRAN* b) Coseno sobre *MODTRAN*, c) Minnaert sobre *MODTRAN* y d) *C-Correction* sobre *MODTRAN*. Fuente: elaboración propia.

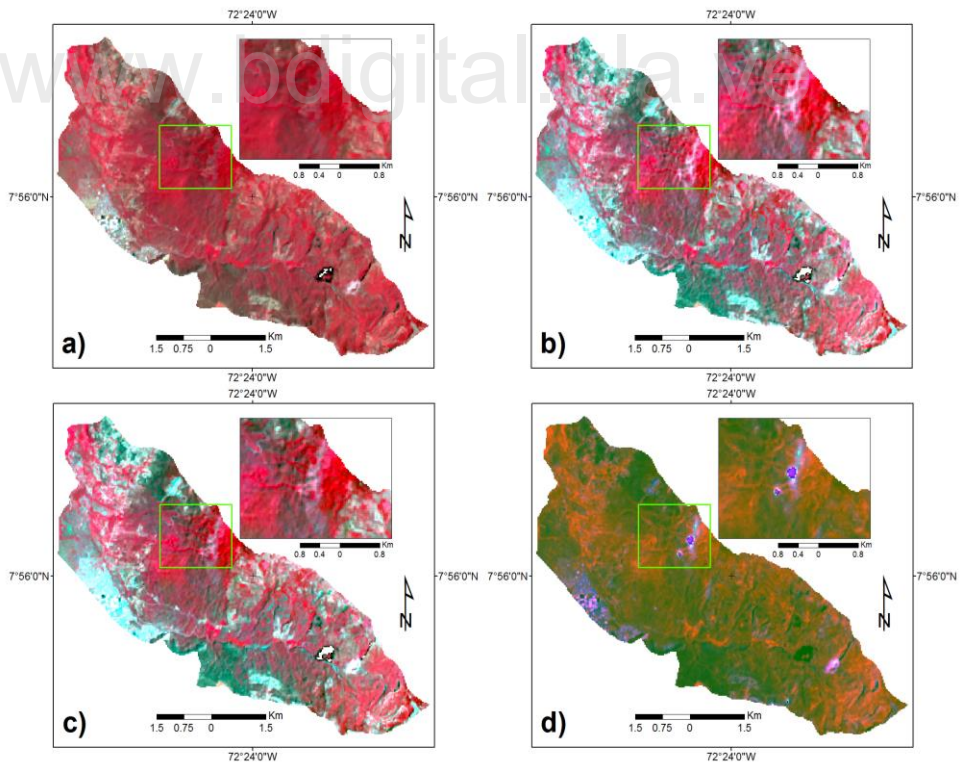


Figura III. 5. CST a partir de CA por el método *QUAC*: a) *QUAC* b) Coseno sobre *QUAC*, c) Minnaert sobre *QUAC* y d) *C-Correction* sobre *QUAC*. Fuente: elaboración propia.

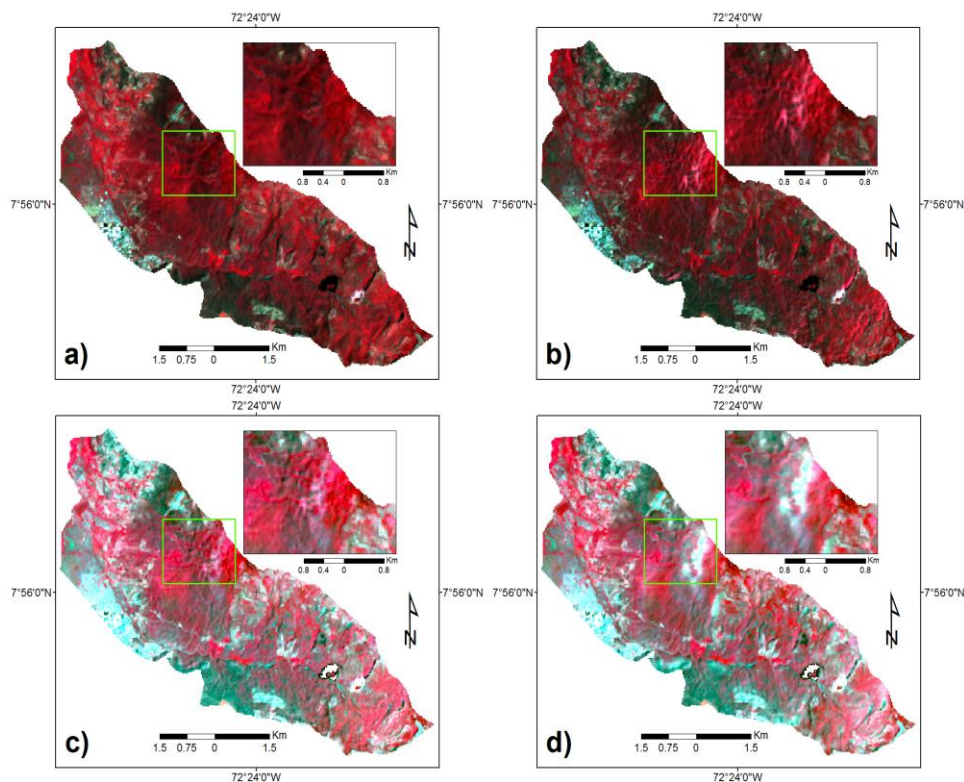


Figura III. 6. CST a partir de CA por el método *LaSRC*: a) *LaSRC* b) Coseno sobre *LaSRC*, c) Minnaert sobre *LaSRC* y d) *C-Correction* sobre *LaSRC*. Fuente: elaboración propia.

Discusión

En la comparación de gráficas de curvas de reflectancia, cabe señalar previamente que no resulta adecuado comparar el resultado de una CA con una imagen con solo reflectividad aparente calculada, pues esta última, aunque cambia la escala de medición a un parámetro físico de los ND, no corrige efectos atmosféricos o la influencia debida a cubiertas vecinas, a ángulos de observación, o condiciones de iluminación (Chuvieco, 2016), razones por la que en este estudio no fue cometida tal comparación. La no utilización de la reflectancia aparente también se puede demostrar, si se compara con valores teóricos (Araujo *et al.*, 2017).

En lo que respecta a la comparación de curvas entre sí y con curvas de reflectancia de referencia (bibliotecas espectrales), estas han resultado ser muy útiles con el fin de determinar el mejor método de corrección sobre otros planteados, ejemplos de ello ha sido Brizuela, Aguirre y Velasco (2007); Sanches *et al.* (2011), y Araujo *et al.* (2017). No obstante, en algunos casos, la escogencia de un método de CA amerita un análisis más detallado, debido a la infraestimación o sobrestimación de reflectancias en algunas bandas, como el reseñado por Chuvieco (2016) para los métodos ATCOR y de Chávez (objeto oscuro) aplicados a una imagen Landsat ETM.

Ahora bien, las imágenes obtenidas tanto por el método *MODTRAN* como *LaSRC*, bajo el criterio de la comparación de curvas de reflectancia, las hacen seleccionables (a partir de los patrones similares a las curvas espectrales de referencia), por encima del obtenido por *QUAC*. De este modo se corrobora que *MODTRAN* y *LaSRC* constituyen los resultados más acordes, por ser productos de modelos basados en principios físicos y absolutos que, aunque más complejos, son más precisos que aquellos basados en métodos de calibración para normalizar la variación, como los ajustes de histogramas, la substracción del pixel oscuro y los modelos de regresión (Lu *et al.*, 2002).

Del análisis integrado de las medias y desviaciones estándar de los métodos de CST, se obtuvo que el método de Minnaert aplicado sobre *LaSRC* constituyó el mejor resultado, seguido por esta misma CST sobre *MODTRAN* (diferencia generada posiblemente por el cálculo de ángulos cenitales y azimutales para la imagen en *LaSRC*). La determinación de Minnaert como mejor método fue también encontrada por Meyer *et al.* (1993) y Goslee (2012) en sus comparaciones de modelos. Por su parte *C-Correction* sobre *QUAC* representó el peor resultado, seguido del método del Coseno sobre cualquier CA planteada, que presentó, además, la menor reducción del efecto topográfico; resultado también encontrado por Gonzales (2008), Füreder (2010) y Pimple *et al.* (2017) en sus respectivos análisis.

En este sentido, Minnaert sobre *QUAC* presentó un resultado intermedio entre valores adecuados e inadecuados, lo que da poca consistencia a la combinación de ambos métodos. Por último, aunque *C-Correction* fue el peor resultado, no resulta descartable del todo, pues este método podría ser utilizado solo para clasificar píxeles boscosos (Pimple *et al.*, 2017).

En este estudio no se aplicó CST por el método SCS + C (*Sun Canopy Sensor* + *C-Correction*) propuesto por Soenen, González y Álvarez (2005), el cual toma en consideración aparte de los ángulos cenital ($\cos z$) y de iluminación ($\cos i$) y el parámetro C, la pendiente del terreno y el gravitropismo de la vegetación (Ma *et al.*, 2020), debido a que este fue desarrollado para mejorar la iluminación de escenas boscosas (Sola *et al.*, 2016) y no tanto de las que presentan suelos desnudos; así lo reconocieron Vázquez-Jiménez *et al.* (2017), quienes hallaron la poca corrección de esta cobertura por este método, y que los conllevaron además a corroborar su no recomendación para áreas no forestales. Tampoco se desarrolló el modelo empírico de rotación (Tan *et al.*, 2010; Tan *et al.*, 2013), debido a que fue diseñado para un fin similar, es decir, su aplicación en áreas forestales de imágenes Landsat.

Por otro lado, aunque los valores de las medias cercanas a 0 restan utilidad al CV, debido a que cualquier cifra de desviación refleja altos coeficientes de dispersión (% de variación) (Salinas, 2011), esta medida resultó útil para establecer comparaciones sobre el porcentaje de correcciones realizadas en cada una de las imágenes, como la excesiva corrección de *C-Correction* sobre *QUAC* o la baja reducción del efecto topográfico del método del Coseno.

Cabe destacar que el impacto de la atmósfera es mucho más fuerte en la parte visible del espectro electromagnético que en el IRC, por lo que la influencia de la irradiancia difusa es mucho más importante, especialmente en píxeles escasamente iluminados, donde el efecto de la corrección de la iluminación se reduce por el efecto de manchado de la atmosfera, de modo que la evaluación de una CST solo podría examinarse correctamente después de una CA (Meyer *et al.*, 1993). Sin embargo, la interpretación de este tipo de resultados dependerá en gran medida de la habilidad del analista de imágenes u observador (Sola *et al.*, 2016; Pimple *et al.*, 2017; Fan *et al.*, 2018), por lo que se debe procurar evaluar cada imagen con detenimiento.

Finalmente, los resultados de las CST han demostrado que son complejos y que solo pueden llegar a corregir hasta cierto punto el problema de la iluminación, evidenciando así, la inexistencia de un método único eficaz de realizarla completamente sobre una imagen (Yan *et al.*, 2019; Dong *et al.*, 2020). Por ello, las CST han sido analizadas a través de diferentes estadísticos sobre el efecto generado en diversos estratos de usos y coberturas de la tierra, pendientes, orientaciones, altitudes y ángulos de elevación solar e iluminación, en contraste a CST sin estratificación alguna, para definir sus efectividades (Goslee, 2012; Pimple *et al.*, 2017). Tales evaluaciones sectorizadas no resultan muy convenientes de realizar debido a que requieren información auxiliar como cartografía de usos y coberturas (en muchos casos inexistente), no muestran mejoras drásticas, suelen ser inestables, poco claras en cómo determinarse, difíciles de comparar e imprácticas de establecer en cadenas de procesamiento automatizado, para que sean aplicables de forma rutinaria a grandes áreas (Sola *et al.*, 2016) o con amplia heterogeneidad (de los aspectos señalados), como lo es el caso de la microcuenca quebrada Seca, por cuanto este tipo de análisis no fue planteado o recomendado.

Conclusiones y recomendaciones

Basado solo en la deducción de la menor retención de la media, se podría asegurar que todas las CST aplicadas sobre una imagen con CA por el método *QUAC* son descartables

considerando este enfoque. En este sentido, se logró apreciar una muy leve diferencia entre los resultados de CST obtenida sobre una imagen corregida por *MODTRAN* como *LaSRC*, siendo esta última la más baja entre ambas. Ello la haría, bajo este criterio, seleccionable para posteriores análisis basados en una variable física como la reflectancia. Exclusivamente se sugeriría el uso de *QUAC*, si el objeto de estudio implica simplemente realizar una valoración rápida de la cobertura vegetación, caso contrario con los suelos desnudos y urbanismo, donde la reflectancia es sobreestimada.

Ahora, si bien es cierto que *MODTRAN* y *LaSRC* fueron los resultados más satisfactorios en las CA, *LaSRC* representa la mejor opción, al calcular el ángulo cenital y azimutal para cada píxel, determinando, por ende, un resultado más acorde al esperado.

Sobre los métodos CST, se determinó que el método de Minnaert cumplió de mejor manera con los requerimientos propuestos a la hora de definir la escogencia del mejor método, como fue la preservación de la reflectancia, la retención de la varianza y la poca sobrestimación o subestimación de la iluminación en la imagen.

Si bien es cierto que el uso de los sensores remotos, y en especial, las imágenes satelitales ópticas electrónicas, permiten realizar investigaciones sobre coberturas, procesos de erosión y muchos otros fenómenos ambientales, tanto de forma cualitativa como cuantitativa al derivarse productos como índices de vegetación, de suelos, entre otros procesamientos digitales de imágenes (PDI), su utilización debe implicar un especial cuidado, ya que, sin cautela, pueden conducir a análisis y conclusiones sobrestimadas o subestimadas de los fenómenos involucrados, razón por lo que realizar CA y CST resulta imperante.

Uno de los aspectos que contribuye a la efectividad de una CST es la calidad del MDE empleado en la obtención de un modelo de iluminación, por lo que este debe ser previamente evaluado y corregido (si fuere el caso), a fin de que no contenga pixeles vacíos o valores negativos (ejemplo: -9999), los cuales pueden influir negativamente en el resultado. De igual modo, la resolución espacial del MDE afecta la precisión de las CST. [Li et al. \(2015\)](#) y [Dong et al. \(2020\)](#) encontraron que un aumento de esta puede mejorarlas, debido a que el modelo de iluminación, requiere la derivación de la pendiente y orientación del mismo. Por ello, se sugiere desarrollar CST considerando MDE de mayor resolución, por ejemplo, Alos Palsar cuyo tamaño de pixel es de 12,5 m, lo que permitiría mejorar la precisión de los análisis de pendiente ([Camargo, Calderón, Lobo y Ovalles, 2020](#)), y de igual modo de la orientación, no

obstante, este aspecto debe ser investigado de forma sistemática para evaluar su influencia sobre las CST.

Finalmente, el tema de las CA y CST resultan un campo de estudio amplio en los cuales hay que seguir investigando y considerar otros enfoques y variables, en procura de obtener la combinación de métodos más efectivos en áreas de suelos desnudos o erosionados de zonas montañosas donde se deseen desarrollar estudios de orden cuantitativo.

Agradecimientos

Al Centro de Estudios Forestales y Ambientales de Postgrado (CEFAP) de la Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales de la Universidad de los Andes (Mérida, Venezuela) y a su programa de Doctorado en Ciencias Forestales y Ambientales, al cual se vincula este documento. Y al Centro Interamericano de Desarrollo e Investigación Ambiental y Territorial (CIDIAT-ULA, Mérida).

Referencias

- Abreu, L. y Anderson, G. (1996). The MODTRAN 2/3 report and LOWTRAN 7 model. *Contract*, 19628(91-C), 0132.
- Adler-Golden, S., Matthew, M., Bernstein, L., Levine, R., Berk, A., Richtsmeier, S., Acharya, P., Anderson, G., Felde, G., Gardner, J., Hoke, M., Jeong, L., Pukall, B., Mello, J., Ratkowski, A. y Burke, H. (1999). Atmospheric correction for short-wave spectral imagery based on MODTRAN4. *SPIE Proceedings, Imaging Spectrometry*, 3753, 61–9.
- Aguilar, H., Mora, R. y Vargas, C. (2014). Metodología para la corrección atmosférica de imágenes Aster, Rapideye, Spot 2 y Landsat 8 con el módulo FLAASH del *software ENVI*. *Revista Geográfica de América Central*, 2(53), 39-59.
- Alatorre, L. & Beguería, S. (2009). Identification of eroded areas using remote sensing in a badlands landscape on marls in the central Spanish Pyrenees. *Catena*, 76, 182-190.
- Alvarado, O., Sánchez, V., Rodríguez, M. y Pereira, A. (1981). *Estudio de la cuenca internacional del río Táchira Evaluación física. Algunos aspectos humanos e implicaciones fronterizas*. San Cristóbal: Corpoandes.
- Arana, J. y Gaona, F. (2010). Análisis y modelamiento espacial de la contaminación sonora en la localidad de Engativá mediante la aplicación de técnicas geoestadísticas. *UD y la Geomática*, 4(1), 67 – 87.
- Araujo, M., Bruno, N., Ritcher, M. y Rubim, I. (2017). Modelos de correção atmosférica aplicados em imagens do sensor OLI/ Landsat 8 a partir do uso de programas gratuitos: uma análise comparativa. En *Anais Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto* (pp. 4888-4895). Santos: INPE.

- Baret, F., Guyot, G. y Major, D. (1989). TSAVI: A Vegetation index which minimizes soil brightness effects on LAI and APAR estimation. En *12th Canadian Symposium on Remote Sensing and IGARSS'89* (pp. 1355-1358). Vancouver, Canada: IEEE.
- Berk, A., Anderson, G., Acharya, P., Bernstein, L., Muratov, L., Lee, J., Fox, M., Adler-Golden, S., Chetwynd Jr, J. y Hoke, M. (2006). *MODTRAN5: 2006 update*. En *Defense and Security Symposium* (pp. 62331F-62338F). Orlando: International Society for Optics and Photonics.
- Bernstein, L., Adler-Golden, S., Sundberg, R., Levine, R., Perkins, T., Berk, A., Ratkowski, A., Felde, G. y Hoke, M. (2005). A new method for atmospheric correction and aerosol optical property retrieval for VIS-SWIR Multi- and hyperspectral imaging sensors: QUAC (*QUick Atmospheric Correction*). *Proceedings of IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, 5: 3549-3552.
- Bernstein, L., Jin, X., Gregor, B. y Adler-Golden, S. (2012). Quick atmospheric correction code: algorithm description and recent upgrades. *Optical engineering*, 51(11), 111719.
- Berthouex, P. y Brown, L. (2002). *Statistics for environmental engineers*. Boca Ratón: CRC Press LLC Lewis Publishers.
- Brizuela, A., Aguirre, C., y Velasco, I. (2007). Aplicación de métodos de corrección atmosférica de datos Landsat 5 para análisis multitemporal. En *Teledetección. Hacia un mejor entendimiento de la dinámica global y regional*. Madrid: Ed. Martin.
- Camargo, C., Pacheco, C. y Jaimes, M. (2018). Determinación del uso de la tierra en la microcuenca torrencial Quebrada Seca, Estado Táchira, Venezuela 2013. *UD y la Geomática*, 13, 49-60.
- Camargo, C., Calderón, A., Lobo, J. y Ovalles, Y. (2020). Identificación de conflictos y propuesta de asignación de usos de la tierra en la subcuenca quebrada Mejías, municipio Antonio Pinto Salinas, estado Mérida, Venezuela. *Revista de Topografía Azimut*, 11, 46-65.
- Canty, M. (2009). *Image analysis, classification, and change detection in remote sensing with Algorithms for ENVI/IDL*. Boca Ratón: CRC Press Taylor & Francis Group, LL.
- Carpintero, M., Chica, O., Rigol, J., Pardo, E. y Rodríguez, V. (2007). Aplicación de imágenes ASTER Y ETM+ para el estudio de la susceptibilidad a la erosión en una zona semiárida (SE España). *Revista de Teledetección*, 28, 13-23.
- Chuvieco, E. (2008). *Teledetección ambiental. La observación de La Tierra desde el espacio*. Barcelona: Ariel Ciencia.
- Chuvieco, E. (2016). *Fundamentals of satellite remote sensing an environmental approach*. Boca Ratón: Taylor & Francis Group.
- Dong, C., Zhao, G., Meng, Y., Li, B. y Peng, B. (2020). The effect of topographic correction on forest tree species classification accuracy. *Remote Sensing*, 12, 787.
- Doxani, G., Vermote, E., Roger, J., Gascon, F., Adriaensen, S., Frantz, D., Hagolle, O., Hollstein, A., Kirches, G., Li, F., Louis, J., Mangin, A., Pahlevan, N., Pflug, B. y Vanhellefont, Q. (2018). Atmospheric correction inter-comparison exercise. *Remote Sensing*, 10, 352.

- Fan, W., Li, J., Liu, Q., Zhang, Q., Yin, G., Li, A., Zeng, Y., Xu, B., Xu, X., Zhou, G. y Du, H. (2018). Topographic correction of forest image data based on the canopy reflectance model for sloping terrains in multiple forward mode. *Remote Sensing*, 10(5), 717.
- Flood, N., Danaher, T., Gill, T. y Gillingham. (2013). An operational scheme for deriving standardised surface reflectance from Landsat TM/ETM+ and SPOT HRG Imagery for eastern Australia. *Remote Sensing*, 5, 83-109.
- Füreder, P. (2010). Topographic correction of satellite images for improved LULC classification in alpine areas. En *10th International Symposium on High Mountain Remote Sensing Cartography* (pp.187-194). Kathmandu, Nepal: ICIMOD.
- Gerstmann, H., Möller, M. y Gläßer, C. (2016). Optimization of spectral indices and long-term separability analysis for classification of cereal crops using multi-spectral RapidEye imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 52, 115–125.
- Gomes, D., Vicente, L., Carvalho, S., Victoria, D., Guimarães, R., Agnese, M., y Bicudo, R. (2012). Avaliação comparativa de correção atmosférica de imagens Landsat utilizando MODTRAN e Dark Object Subtraction. En *Anais Symposium SELPER* (pp. 1-10). Cayenne: SELPER.
- Gonzales, G. (2008). Aplicación de la corrección del sombreado topográfico para la identificación y delimitación de cuerpos de agua en la región andina del Perú dentro de un SIG ráster. *GeoFocus*, 8, 1-17.
- Goosle, S. (2012). Topographic Corrections of Satellite Data for Regional Monitoring. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 78(9), 973–981.
- Grau, G., Vicent, J. y Moreno, J. (2014). Análisis del efecto topográfico en la corrección radiométrica de imágenes MERIS. *Revista de Teledetección*, 42, 99-110.
- Hantson, S. y Chuvieco, E. (2011). Evaluation of different topographic correction methods for Landsat imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 13, 691–700.
- Harris Geospatial Solution. (2015). *ENVI (Versión 5.3)* [software de procesamiento digital de imágenes satelitales]. Colorado: Exelis Visual Information Solutions, Inc.
- Harris Geospatial Solution. (2018). *Radiance and Scale Factors Background, Calculate Confusion Matrices*. Recuperado de <https://www.harrisgeospatial.com/docs/home.html>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estadística (IBGE). (2001). Introdução ao processamento digital de imagens. *Primeira Divisão de Geociências do Nordeste*. Río de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estadística.
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC). (2007). *Fundamentos físicos de teledetección*. Bogotá.
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC). (2013). *Descripción y Corrección de Productos Landsat 8 LDCM (Landsat Data Continuity Mission) Versión 1.0*. Bogotá: Grupo Interno de Trabajo en Percepción Remota y Aplicaciones Geográficas.

- International Telephone and Telegraph (ITT). (2009). *Atmospheric correction module: QUAC and FLAASH User's Guide*. Recuperado de: http://www.exelisvis.com/portals/0/pdfs/envi/Flaash_Module.pdf
- Kaufman, Y., Tanré, D., Remer, L., Vermote, E., Chu, A. y Holben, B. (1997). Operational remote sensing of tropospheric aerosol over land from EOS moderate resolution imaging spectroradiometer. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 102(D14), 17051-17067.
- Ketelaar, V. (2009). *Satellite Radar Interferometry: Subsidence Monitoring Techniques*. Assen: Springer.
- Kokaly, R., Clark, R., Swayze, G., Livo, K., Hoefen, T., Pearson, N. Wise, R., Benzel, W., Lowers, H., Driscoll, R. y Klein, A. (2017). *USGS spectral library version 7 (No. 1035)*. Reston: US Geological Survey.
- Kruse, F. (2004). Comparison of ATREM, ACORN, and FLAASH atmospheric corrections using low-altitude AVIRIS data of Boulder, CO. En *Summaries of 13th JPL Airborne Geoscience Workshop*. Jet Propulsion Lab, Pasadena, CA.
- Law, K. y Nichol, J. (2004). Topographic correction for differential illumination effects on ikonos satellite imagery. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 35, 641-646.
- Li, A., Wang, Q., Bian, J. y Lei, G. (2015). An improved physics-based model for topographic correction of Landsat TM Images. *Remote Sensing*, 7.
- López, P., Corral, J., Díaz, R., Álvarez, J. y López, C. (2016). Evaluation of radiometric and atmospheric correction algorithms for aboveground forest biomass estimation using Landsat 5 TM Data. *Remote Sensing*, 8(5), 369.
- Lu, D., Mausel, P., Brondizio, E. y Moran, E. (2002). Assesment of atmospheric correction methods for Landsat TM data applicable to Amazon basin LBA research. *International Journal Remote Sensing*, 23, 2651-2671.
- Ma, Z., Jia, G., Schaepman, M. y Zhao, H. (2020). Uncertainty analysis for topographic correction of hyperspectral remote sensing images. *Remote Sensing*, 12, 705.
- Matteucci, S. (1986). Las zonas áridas y semiáridas de Venezuela. *Zonas Áridas*, 4, 39-48.
- Meyer, P., Itten, K., Kellenberger, T., Sandmeier, S. y Sandmeier, R. (1993). Radiometric corrections of topographically induced effects on Landsat TM data in an alpine environment. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 48(4), 17 – 28.
- Minnaert, M. (1941). The reciprocity principle in lunar photometry. *The Astrophysical Journal*, 93, S.
- NASA JPL. (2009). *ASTER Global Digital Elevation Model* [Data set]. NASA JPL. <https://doi.org/10.5067/aster/astgtm.002>
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) y Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (Unesco). (1976). *Mapa mundial de suelos 1:5.000.0000*. París.
- Orr, B., Cowie, A., Castillo-Sánchez, V., Chasek, P., Crossman, N., Erlewein, A., Louwagie, G., Maron, M., Metternicht, G., Minelli, S., Tengberg, A., Walter, S. y Welton, S. (2017). *Scientific Conceptual Framework for Land Degradation Neutrality. A Report*

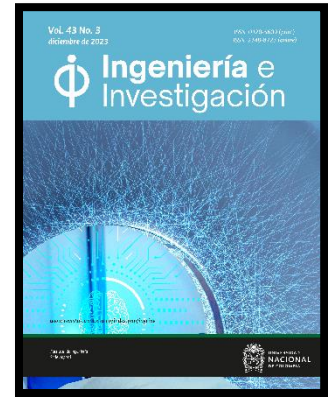
of the Science-Policy Interface. Bonn: United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD).

- Palacios, L., Paz, F., Oropeza, J., Figueroa, B., Martínez, Ma., Ortiz, C. y Exebio, A. (2018). Corrector atmosférico en imágenes Landsat. *Terra Latinoamericana*, 36 (4), 309-321.
- Paz, F. (2018). Correcciones atmosféricas relativas de imágenes de satélite: patrones invariantes y modelos atmosféricos. *Terra Latinoamericana*, 36, 1-12.
- Pimple, U., Sitthi, A., Simonetti, D., PungkuL, S., Leadprathom, K. y Chidthaisong, A. (2017). Topographic correction of Landsat TM-5 and Landsat OLI-8 imagery to improve the performance of forest classification in the mountainous terrain of northeast Thailand. *Sustainability*, 9, 258.
- Pons, X., Pesquer, L., Cristóbal, J. y González, O. (2014). Automatic and improved radiometric correction of Landsat imagery using reference values from MODIS surface reflectance images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 33, 243–254.
- Primera, M. (2011). Reglas básicas para mediciones con el Espectro-radiómetro de campo ASD. En memorias de las *IV Jornadas Nacionales de Geomática* (pp. 1 - 8). Baruta, Venezuela: CPDI.
- Riaño, D., Salas, J. y Chuvieco, E. (2001). Cartografía de modelos de combustible con teledetección: aportaciones a un desarrollo ambiental sostenible. *Estudios Geográficos*, Tomo LXII (62), 309 – 333.
- Richter, R., Kellenberger, T. y Kaufmann, H. (2009). Comparison of topographic correction methods. *Remote Sensing*, 1, 184-196.
- Salinas, P. 2011. *Estadística para investigadores*. Mérida: Consejo de Desarrollo Científico, Humanístico, Tecnológico y de las Artes (CDCHTA), ULA.
- Sanches, I., Andrade R., Quartaroli, C. y Rodrigues, C. (2011). Análise comparativa de três métodos de correção atmosférica de imagens Landsat 5 – TM para obtenção de reflectância de superfície e NDVI. En *Anais Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR)* (pp. 7564-7571). Curitiba. São José dos Campos: INPE.
- SIGIS. 2019. *DIGITALGLOBE*. Recuperado de: <http://www.sigis.com.ve/index.php/imagenssatelitalesar/digitalglobe>
- Soares, F., Almeida, R., Rubim, I., Barros, R., Cruz, C, Mello, G. y Baptista, J. (2015). Análise comparativa da correção atmosférica de imagem do Landsat 8: o uso do 6S e do ATCOR2. En *Anais Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto* (pp. 1821-1828). João Pessoa: INPE.
- Soares, H. y Mendes, S. (2014). O papel das geotecnologías no estudo de feições erosivas e de movimento de massa no Brasil. En A. Guerra y M. Jorge (eds.), *Processos erosivos e recuperação de áreas degradadas* (pp. 95-125). São Paulo: Oficina de Textos.
- Sobrino, P., García, A., Sobrino, J. y Boluda, R. (1997). Corrección atmosférica de imágenes Landsat-5 TM. Aplicación al estudio edafológico en La Comarca La Plana de Requena-Utiel. En C. Hernández y J. Rodríguez (eds.), *Teledetección aplicada a la gestión de recursos naturales y medio litoral marino. VII Congreso Nacional de Teledetección* (pp. 191-194). Universidad Santiago de Compostela, 26-28 de junio.

- Soenen, S.A., Peddle, D.R., y Coburn, C.A. (2005). SCS+C: A modified sun-canopy-sensor topographic correction in forested terrain. *IEEE Trans. Geosci. Remote*, 43, 2148–2159.
- Sola, I., González, M. y Álvarez, J. (2016). The Added Value of Stratified Topographic Correction of Multispectral Images. *Remote Sensing*, 8, 131.
- Soria, J. y Granados, R. (2005). Relación entre los índices de vegetación obtenidos de los sensores AVHRR del satélite NOAA y TM del Landsat. *Ciencia Ergo Sum*, 1(2), 167 – 174.
- Tan, B., Masek, J., Wolfe, R., Gao, F., Huang, C., Vermote, E., Sexton, J. y Ederer, G. (2013). Improved forest change detection with terrain illumination corrected Landsat images. *Remote Sensing of Environment*, 136, 469 – 483.
- Tan, B., Wolfe, R., Masek, J., Gao, F. y Vermote, E. (2010). An illumination correction algorithm on Landsat-TM data. En *IGARSS 2010: International Geoscience and Remote Sensing Symposium* (pp. 1964-1967). Hawaii, USA: IEEE.
- Tapia, J. (2007). *Introducción al análisis de datos con SPSS para Windows*. Barinas: Ediciones de la Universidad Ezequiel Zamora.
- Teillet, P., Guindon, B. y Goodenough, D. (1982). On the slope-aspect correction of multispectral scanner data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 8(2), 84-106.
- Themistocleous, K., Hadjimitsis, D.G., Retalis, A. y Chrysoulakis, N. (2012). Development of a new image based atmospheric correction algorithm for aerosol optical thickness retrieval using the darkest pixel method. *Journal of Applied Remote Sensing*, 6, 063538.
- Tristan, P., Wainschenker, R. y Doorn, J. (2008). Normalización de imágenes satelitales en el análisis multi-temporal. En *X Workshop de Investigadores en Ciencias de la Computación* (pp. 315–319). General Pico, Argentina: UNLPAM.
- Tsegaye, K., Addis, H. y Hassen, E. (2020). Soil erosion impact assessment using USLE/GIS approaches to identify high erosion risk areas in the lowland agricultural watershed of blue Nile basin, Ethiopia. *International Annals of Science*, 8(1), 120-129.
- United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD). (2015). *Report of the Conference of the Parties on its twelfth session, held in Ankara from 12 to 23 October 2015. Part two: Actions taken by the Conference of the Parties at its twelfth session. ICCD/ COP(12)/20/Add*. Bonn: United Nations Convention to Combat Desertification.
- United Nations General Assembly. (2015). *Transforming Our World: the 2030 Agenda for Sustainable Development. Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015*. Recuperado de http://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/70/1&Lang=E
- Urbina, C. (2017). *Superficie y población de Venezuela bajo climas secos semiáridos y subhúmedos secos*. Caracas: MINEA.
- USGS. (2018a). *Solar illumination and sensor viewing angle coefficient file*. Recuperado de: https://www.usgs.gov/landsat-missions/solar-illumination-and-sensor-viewing-angle-coefficient-files?qt_science_support_page_related_con=1#qt_science_support_page_related_co

- USGS. (2018b). *Landsat Surface Reflectance level-2 Science Products*. Recuperado de: <https://landsat.usgs.gov/landsat-surface-reflectance-data-products>
- USGS. (2018c). *Using the USGS Landsat level-1 data product*. Recuperado de: <https://www.usgs.gov/land-resources/nli/landsat/using-usgs-landsat-level-1-data-product>
- USGS. (2018d). *LaSRC release notes. U.S. Geological Survey (USGS)*. Earth Resources Observation and Science Center (EROS). Sioux Falls.
- USGS. (2019). *Landsat 8 surface reflectance code (Lasrc) product guide. Earth Resources Observation and Science Center (EROS)*. Sioux Falls.
- Vanonckelen, S., Lhermitte, S., Balthazar, V. y Van Rompaey, A. (2014). Performance of atmospheric and topographic correction methods on Landsat imagery in mountain areas. *International Journal of Remote Sensing*, 35, 13, 4952-4972.
- Vázquez-Jiménez, R., Romero-Calcerrada, R., Ramos-Bernal, R. N., Arrogante-Funes, P., y Novillo, C. J. (2017). Topographic correction to Landsat imagery through slope classification by applying the SCS+ C Method in mountainous forest areas. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 6(9), 287.
- Yan, E., Zhao, Y., Lin, H., Wang, G. y Mo, D. (2019). Improving the Estimation of Forest Carbon Density in Mountainous Regions Using Topographic Correction and Landsat 8 Images. *Remote Sensing*, 11, 2619.
- Zelterman, D. (2015). *Applied Multivariate Statistics with R*. Switzerland: Springer.

www.bdigital.ula.ve



Capítulo IV: Identificación de áreas erosionadas y en riesgo de erosión mediante percepción remota y SIG en la microcuenca Quebrada Seca
Identification of Eroded and Erosion Risk Areas Using Remote Sensing and GIS in the Quebrada Seca watershed

Publicación derivada:

Camargo C., Pacheco C., Monjardin, S., López R y Gómez, T. 2022. Identificación de áreas erosionadas y en riesgo de erosión mediante percepción remota y SIG en la microcuenca Quebrada Seca. *Ingeniería e Investigación*. Vol. 43 (3), e105003. <http://doi.org/10.15446/ing.investig.105003>

Abstract

The aim of this research was to identify eroded areas and areas at risk of erosion (EAER) as indicators of soil degradation by water erosion in a semiarid watershed of the Venezuelan Andes in 2017. To this effect, remote sensing techniques and geographic information systems (GIS) were used, focusing on spectral reflectance data from a satellite image, given the absence of continuous pluviographic information and data on soil properties in developing countries. This methodology involved estimating the potential water erosion risk (PWER) and mapping eroded and erosion risk areas (EAER) based on calculating the spectral Euclidean distance to bare soils and a remote sensing technique, which was selected via linear regression. Receiver operating characteristics (ROC) curves were determined to define classification thresholds, which were validated by means of a supervised classification and associated to PWER values. The main results indicate that EAER1 identified more eroded areas with bare soils (229,77 ha) as opposed to EAER2 (195,57 ha). Similarly, it was evident that the first alternative was more successful than the second (sum of the first three principal components). The PWER analysis, in addition to the erosion mapping developed and other data and criteria, such as minimum area size of interest, could help to consider necessary soil conservation measures.

Keywords: spectral Euclidean distance, vegetation index, principal component analysis, maximum likelihood

Resumen

El objetivo de esta investigación fue identificar áreas erosionadas y en riesgo de erosión (AERE) como indicadores de degradación de suelos por erosión hídrica en una cuenca semiárida de los Andes venezolanos en el año 2017. Para ello, se emplearon técnicas de percepción remota y sistemas de información geográfica (SIG), enfocándose en los datos espectrales de reflectancia de una imagen satelital, dada la ausencia de información pluviográfica continua y datos de propiedades del suelo en países en vías de desarrollo. Esta metodología implicó la estimación del riesgo potencial de erosión hídrica (RPEH) y la generación de cartografía de áreas erosionadas y en riesgo (AEER) a partir del cálculo de distancia espectral euclidiana a suelos desnudos y de una técnica de percepción remota seleccionada mediante regresión lineal. Se determinaron curvas ROC (características operativas del receptor) para definir umbrales de clasificación, los cuales fueron validados

mediante una clasificación supervisada y asociados a valores de RPEH. Los resultados principales indican que EAER1 identificó más áreas erosionadas con suelos desnudos (229,77 ha) a diferencia de EAER2 (195,57 ha). De igual modo, se evidenció que la primera alternativa tuvo mayores aciertos en contraste con la segunda (sumatoria de los tres primeros componentes principales). El análisis de RPEH, además de las cartografías de erosión desarrolladas y otros datos y criterios como el tamaño del área mínima de interés, podrían ayudar a considerar medidas necesarias en cuanto a conservación de suelos.

Palabras claves: distancia espectral euclidiana, índices de vegetación, Análisis de componentes principales, máxima verosimilitud.

Introducción

La erosión hídrica, proceso de degradación del suelo considerado también como un riesgo ambiental (Mohammed *et al.*, 2020; Duguma, 2022), es causada por las precipitaciones al caer sobre terrenos desnudos vulnerables, y que en su escurrimiento por las pendientes arrastran el suelo para depositarlo en zonas bajas o enlodar y obstruir cuerpos de agua (Ávila y Ávila, 2015; Omuto y Vargas, 2019). Ello la convierte en el principal proceso de degradación de tierras, al afectar cuantitativa y cualitativamente el volumen enraizable de los suelos destinados a la producción agrícola (Morales-Pavón *et al.*, 2016) y al contribuir en el descenso de muchos otros servicios esenciales ecosistémicos (Chaudhary y Kumar, 2018; FAO, 2019).

Una forma de observar erosión hídrica, es a través de imágenes multiespectrales captadas por sensores remotos. Desde esta perspectiva, los suelos erosionados se caracterizan por presentar respuesta espectral similar a suelos desnudos, es decir, mucho más uniforme que la de vegetación, que presenta una curva de reflectividad más plana (Chuvieco, 2016), lo que puede indicar la existencia de suelos o afloramientos de material parental desnudos, como un indicador efectivo de áreas sujetas a erosión (Beguería, 2006). Debido a esto, se hace necesaria las técnicas de percepción remota y procedimientos en Sistemas de Información Geográfica (SIG), los cuales permiten obtener la distribución espacial y temporal de los diversos factores involucrados y sus clasificaciones (Rosales-Rodríguez, 2021). Sobre estos resultados, se hace también necesario un análisis visual y estadístico para comprender y validar la cartografía generada, cuyo propósito es obtener un indicador cartográfico más preciso y confiable.

Algunas técnicas de percepción remota, se enfocan en la calidad visual, al tratar de mejorar la ubicación de los datos para su análisis, de tal forma que sean más evidentes los rasgos de interés (ejemplos de ello: expansión del contraste, composiciones coloreadas y el filtraje) (Lillesand *et al.*, 2015; Chuvieco, 2016). Otras, buscan generar variables continuas, como los índices de vegetación, que han probado ser eficientes para evaluar degradación de tierras, y entre ellos erosión (Ngandam *et al.*, 2016) a partir de su transformación a valores de Productividad Primaria Neta (PPN) (Sartori *et al.*, 2018), lo que ha conllevado a que se empleen con mayor frecuencia como indicadores cuantitativos del funcionamiento de ecosistemas (Orr *et al.*, 2017). Asimismo, se han utilizado para monitorear vegetación en tierras áridas y semiáridas (Najafi *et al.*, 2020), y generar el factor *C* para modelos como USLE (Universal Soil Loss Equation) (Meinen y Robinson, 2021).

De igual forma se han generado otras técnicas como: i) Índices de Suelos (IS) empleados para estimar tipos de degradación de suelos (Ngandam *et al.*, 2016; Li y Chen, 2018), ii) el análisis de componentes principales (ACP) para discriminar tipos de suelos desnudos o deslizamientos (Romero *et al.*, 2017; Basu *et al.*, 2020), y iii) el análisis de mezclas espectrales (ALME) para cartografiar también factor *C* o determinar suelos desnudos y con ello, constituir indicadores de vulnerabilidad (Demaría y Aguado, 2013).

En este sentido, todas estas técnicas pueden ser usadas como pasos previos para resaltar erosión y permitir luego su clasificación semiautomatizada para obtener cartografía de riesgos (Duguma, 2022). Las técnicas buscan, también, superar la tediosa tarea de interpretar visualmente imágenes satelitales y el considerable tiempo requerido para desarrollarla (Leal *et al.*, 2018).

Haciendo especial énfasis en cartografía de riesgos de erosión, donde usualmente se indica la probabilidad relativa de que esta ocurra en una cierta área en comparación a otras (Ganasri y Ramesh, 2016; Opeyemi *et al.*, 2019), esta puede dividirse en *potencial*, definida como la máxima pérdida de suelo posible en ausencia de cobertura vegetal y prácticas conservacionistas (es decir, considerando solamente la interacción de los factores físicos de la tierra: erodabilidad del suelo, erosividad de la lluvia y topografía), y el *actual*, determinado a partir de la sumatoria del factor coberturas/ usos de la tierra a los previos (Plambeck, 2020). De su comparación, el primero suele resultar sustancialmente más alto que el segundo (Drzewiecki *et al.*, 2014).

Por tales razones, ha resultado evidente la importancia de las técnicas de percepción remota para obtener cartografía de erosión y su riesgo. De igual modo, han sido valiosas para generar cartografía de degradación del suelo en estudios de cambio climático. Esto ha quedado demostrado en productos globales como la valoración de degradación de tierras (GLADA) (Anderson y Johnson, 2016), en regionales, con el modelamiento del riesgo de erosión en Europa (Panagos *et al.*, 2015) y en nacionales, con el atlas de pérdida de suelos en Malawi (Omuto y Vargas, 2019). Igualmente, algunas de estas técnicas, han sido empleados para monitorear cambios de cobertura o PPN, planteados dentro del análisis de la Neutralidad de la Degradación de Tierras (NDT) (Orr *et al.*, 2017), cuyo Objetivo de Desarrollo Sostenible (ODS) para el año 2030, es luchar contra la desertificación, rehabilitar tierras y suelos degradados y procurar un mundo con “degradación neutra” del suelo (UNGA, 2015).

Identificar áreas erosionadas y en riesgo de erosión, permite también, al cruzarse con mapas de densidad poblacional, acciones de los entes gubernamentales para iniciar su rehabilitación y protección, realizar planificación del territorio para el desarrollo socioeconómico ambientalmente sostenible y determinar áreas susceptibles a procesos en ladera (Ngandam *et al.*, 2016; Efiong *et al.*, 2021). Aunado a ello, toda acción que se lleve a cabo para abordar la degradación de suelos, puede contribuir simultáneamente a los objetivos de lucha contra el cambio climático, preservar la diversidad biológica y los ODS (Orr *et al.*, 2017).

De acuerdo a las ideas expuestas anteriormente, el objetivo principal de este estudio fue obtener cartografía de áreas erosionadas y en riesgo empleando técnicas de percepción remota y procedimientos SIG, puesto que muchos de los modelos que se han desarrollado para estimarla, no pueden ejecutarse adecuadamente por falta de datos para completar sus parámetros; ejemplos: erosividad de la lluvia, que requiere registros pluviográficos continuos de lluvias diarias sobre períodos de varios años o erodabilidad del suelo, que amerita propiedades como estructura y permeabilidad, entre otras, que en la práctica, especialmente en muchas partes del mundo, suelen ser escasos o inexistentes (Ávila y Ávila, 2015; United Nations, 2021). Todos los resultados se obtuvieron en una cuenca situada en un ambiente semiárido, espacio donde los suelos suelen destacar susceptibilidad a erosión hídrica (Tsegaye *et al.*, 2020).

Materiales y métodos

Área de estudio: Ubicada entre las coordenadas 72°26'43'' - 72°21'23''O y 7°58'29'' - 7°54'11''N. Cuenta con una extensión de 37,31 km² (Figura 1), y su altitud oscila entre 253 y 1 622 m.

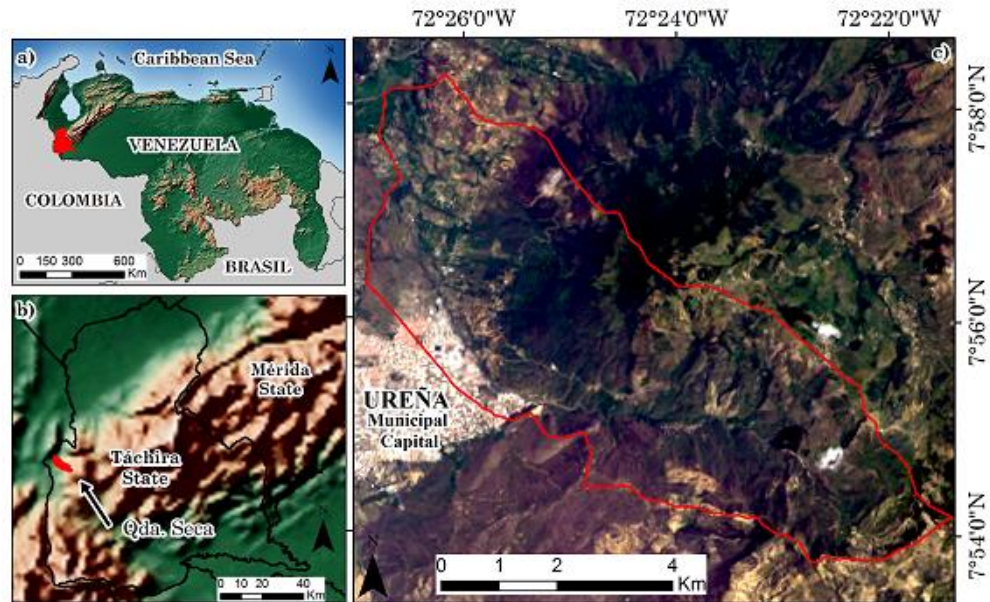


Figura IV. 1. Localización del área de estudio: a) nacional, b) regional, c) Cuenca. Fuente: Autores

Recursos: Recursos usados para la generación de EAER y PWER. Esto es mostrado en la tabla 1.

Tabla IV. 1. Recursos

Datos de entrada	Denominación	Nivel de detalle	Fuente
Imagen satelital	Landsat 8	RS = 30 m	USGS
Imagen satelital	Digital Globe	RS = 0,5 m	Digital Globe
Modelo digital de elevación	ASTGTM v2 *	RS = 30 m	USGS
Registros de precipitación		Mensual/anual promedios	MARNR - MinTIC
Propiedades físicas del suelo	Textura y materia orgánica	porcentajes	Laboratorio Bioambiental UNET
Distribución de los tipos de suelos	Sistemas ambientales Venezolanos	1: 250 000	MARNR
Vías	Vías	RS = 0,5 m	OSM

*ASTER Global Digital Elevation Model 2; RS: Resolución espacial; USGS: U.S. Geological Survey; MARNR: Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables; MinTIC: Ministerio de Tecnologías de la Información y las Comunicaciones; OSM: Open Street Map.

Metodología General: se realizó una revisión sistemática de literatura científica para identificar un modelo determinístico de RPEH (Riesgo Potencial de Erosión Hídrica), técnicas de percepción remota y procedimientos SIG para estimar áreas erosionadas y en riesgo de erosión (EAER, por sus siglas en inglés). Se ejecutaron cuatro etapas principales, 1) desarrollo del modelo de RPEH (PWER, por sus siglas en inglés), 2), obtención de EAER, 3), evaluación del grado de acierto de los EAER con una clasificación supervisada (MLC) y una comparación de PWER – EAER, y 4), los análisis de resultados (Figura 2).

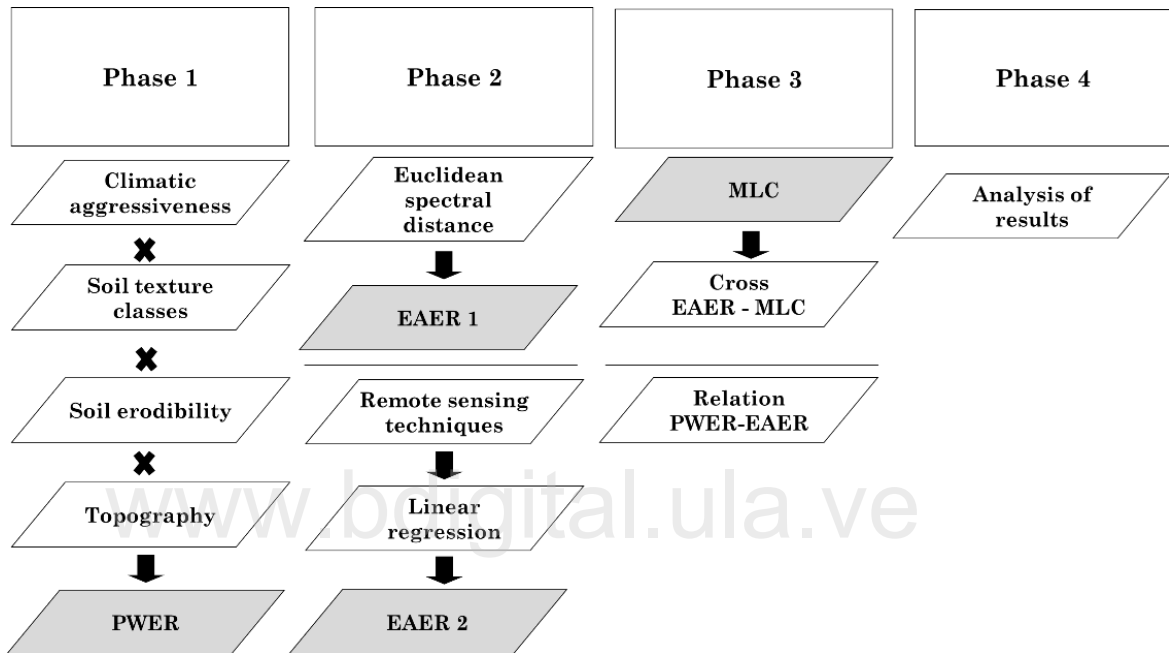


Figura IV. 2. Fases de la metodología. Fuente: Autores

Procesamiento de imagen Landsat 8 OLI/TIRS: se descargó una imagen satelital del 01 de octubre de 2017 (LC08_L1TP_007055_20171001_20171013_01_T1_sr) en valores de reflectancia de superficie, con correcciones L1T (IGAC, 2013), que cuenta con corrección topográfica realizada por Camargo *et al.* (2021).

Imagen Digital Globe: se empleó una imagen en color natural, del 07 de mayo de 2018, con resolución espacial de 0,50 m (SIGIS, 2019), soportada en Google Earth, que permite su utilización en investigaciones sin fines lucrativos (Thenkabail, 2016); esta apoyó la selección de muestras “verdad-terreno”, para aumentar la confianza en las predicciones de riesgo, sustentada en un enfoque cualitativo de clases de gravedad de erosión (Auerswald *et al.*, 2018; Fischer *et al.*, 2018; Batista *et al.*, 2019).

Metodología RPEH

Se basa en dos principios. La primera de carácter fundamental, expresa que es la tierra la que sufre el ataque de las fuerzas del clima (agresividad climática) y que ésta, a su vez, ofrece grados variables de resistencia, lo que plantea una relación que determina los riesgos de degradación en un área dada. La segunda indica que la evaluación del riesgo potencial es más útil cuando no se incluyen en el cálculo factores relativamente inestables o no permanentes (vegetación y uso del suelo) (FAO *et al.*, 1980). Estudios recientes que incluyen estos principios, entre otros, Guerra *et al.* (2020), Allafta y Oop (2021), y Al-Mamari *et al.* (2023). RPEH se manifiesta a través de la Ecuación 1:

$$RPEH = f(C, S, T) \quad (1)$$

Donde RPEH está expresada en t/ha/año o mm/año, C es el factor erosividad de la lluvia, S es el factor suelo, estimado a través de los subfactores Textura (*ts*) y Erodabilidad (*es*), y T es el factor topográfico (FAO *et al.*, 1980; Rosales y García, 2015).

El Factor climático fue evaluado a partir de la modificación del índice de Fournier (1960) (Arnoldus, 1977), que se correlaciona mucho mejor con el valor de EI30 (intensidad máxima de la lluvia en $\text{mm}\cdot\text{hr}^{-1}$ de 30 min de duración), comprobado en varias partes del mundo y considerado válido para Venezuela (Pacheco, 2012). No se empleó índice de Fournier original, dado que no considera que existen zonas cuyo régimen pluvial pueda presentar más de un pico mensual de precipitación (Muñoz *et al.*, 2014). Posteriormente, se generaron superficies interpoladas de precipitación mensual, empleando IDW (Inverse Distance Weighting) y no Kriging, debido a que no se cumple con todos los supuestos para su utilización (Hämmerly *et al.*, 2019).

Factor S fue estimado con base a características *st* y *se*, asociadas a un mapa de distribución de suelos (MARNR, 1983) dada la escasa disponibilidad de datos de suelo a nivel detallado, que conlleva por lo general, a considerar estudios de reconocimiento (Quiñonez y Dal Pozzo, 2008). Partiendo de la primera, se conformaron las clases texturales (USDA, 2020), reclasificadas luego por criterios FAO-UNESCO (1976), que permitieron a su vez, asignar valoraciones de acuerdo a FAO *et al.* (1980). En cuanto a la segunda, se resolvió utilizar el nomograma del factor K de USLE (Foster *et al.*, 1981), comprendida entre 0 y 0,09 Mg ha h / ha MJ mm, empleando porcentajes de materia orgánica y texturas, asociados luego a valores de erosionabilidad y posteriormente a clases y valoraciones de FAO *et al.* (1980).

Finalmente, Factor T se obtuvo a partir de ASTER GDEM, sobre el cual se distinguieron 3 clases de pendiente: a) llana a suavemente ondulada (0 – 8%); b) fuertemente ondulada a colinosa (8 – 30%) y c) fuertemente socavada a montañosa (>30%) (FAO – UNESCO, 1976), valoradas con: (a) 0,35; (b) 3,5 y (c) 11,0 (FAO *et al.*, 1980).

Metodología EAER

Se desarrollaron dos alternativas cartográficas, la primera basada en la distancia espectral euclidiana entre la reflectividad de cada píxel de la imagen satelital a la categoría suelos desnudos y la segunda, a partir de diversas técnicas de percepción remota, con las cuales se establecieron regresiones lineales. Sobre ambos productos se aplicaron curvas ROC (Receiver Operating Characteristics) que permitieron definir umbrales de clasificación e incertidumbres asociadas, orientados a detectar zonas contiguas espectrales similares de áreas erosionadas y en riesgo (Beguiría, 2006; Alatorre y Beguiría, 2009). Para los umbrales, se seleccionaron 100 muestras independientes (píxeles) que evidenciaron <10% de cobertura vegetal, distribuidas aleatoriamente y definidas con ayuda de la imagen Digital Globe, pues se considera el riesgo de erosión alto cuando esta es baja (Wang *et al.*, 2021).

Una curva ROC es un gráfico en el que se incorporan todos los pares de *sensibilidad/especificidad* resultantes de la variación continua de los puntos de corte en todo el rango de resultados observados, que ofrece una visión global de exactitud diagnóstica al proporcionar datos significativos acerca de la probabilidad de clasificar correctamente a un individuo mediante una variable determinada (Ampudia *et al.*, 2017). Sus ecuaciones (2 y 3) son:

$$\text{Sensibilidad} = \frac{a}{a+c} \quad (2)$$

$$\text{Especificidad} = \frac{d}{b+d} \quad (3)$$

Donde *a* son verdaderos positivos, *b* verdaderos negativos, *c* falsos positivos y *d* falsos negativos. *Sensibilidad* expresa proporción de píxeles positivos correctamente predichos, y *especificidad*, proporción de píxeles negativos correctamente predichos; valores de 1 en sensibilidad y especificidad representan probabilidades de cometer error de omisión (tipo II, o falso negativo) y de comisión (tipo I, o falso positivo) (Alatorre y Beguiría, 2009). Para determinar áreas erosionadas, se fijó un valor de sensibilidad de 0,9 correspondiente a una

probabilidad de error de omisión de 10%, y para áreas en riesgo, un valor de 0,8 (20% de error de omisión).

Se desarrolló una clasificación supervisada de máxima verosimilitud (CSMV) de coberturas por ser más preciso que uno no supervisado dado que sus clases son previamente conocidas (Liang y Wang, 2020), para evaluar posteriormente, el acierto de la cobertura suelos desnudos con los EAER mediante tabulaciones cruzadas. Dichos resultados fueron actualizados con la vialidad (OSM) y validado por precisión global (Chuvienco, 2016) y estadístico Kappa (Cohen, 1960).

Las técnicas de percepción remota desarrollados fueron: índices de vegetación basados en pendiente y distancia e índices de suelos (Tabla 2) y otros como análisis de componentes principales (ACP) (Pearson, 1901), análisis de mezclas espectrales (SMA) (Boardman, 1989; 1992) y Tasseled Cap Brillo (B) (Kauth y Thomas, 1976), con los coeficientes derivados por Baig (2014) para Landsat 8 Oli, como se muestra en la ecuación (4):

$$B = b_2 * 0,3029 + b_3 * 0,2786 + b_4 * 0,4733 + b_5 * 0,5599 + b_6 * 0,508 + b_7 * 0,1872 \quad (4)$$

Posteriormente, se realizó un análisis de regresiones lineales para determinar el grado de dependencia existente entre dos variables (Shobha y Rangaswamy, 2018). Para ello, se consideró la distancia espectral euclidiana de suelos desnudos como independiente (x) y cada técnica como dependiente (y). Pruebas de correlación fueron calculadas para mostrar el nivel de la relación lineal. Finalmente, todos los valores de P generados fueron menores a 0,001, sabiendo que P menores a 0,05 debían ser considerados en el análisis.

Los mapas resultantes muestran tres categorías: (i) *áreas erosionadas*, entendidas como aquellas sin vegetación y que denotan una erosión activa; (ii) *áreas en riesgo*, aquellas con poca vegetación y propensas a la erosión; y (iii) *sin erosión*, zonas con una buena cubierta vegetal que "aparentemente" protegen contra la erosión.

Tabla IV. 2. Índices aplicados

Author	Vegetation index (slope-based)
Jordan, 1969	$DVI = NIR - R$
Pearson y Miller, 1972	$RVI = R/NIR$
Rouse <i>et al.</i> , 1973	$NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R}$
Baret y Guyot, 1991	$NRVI = \frac{RVI - 1}{RVI + 1}$
Deering <i>et al.</i> , 1975	$TVI = \sqrt{NDVI + 0,5}$
Thiam, 1997	$TTVI = \sqrt{ABS NDVI + 0,5 }$
Perry y Lautenschlager, 1984	$CTVI = \frac{NDVI + 0,5}{ABS(NDVI + 0,5)} \times \sqrt{ABS(NDVI + 0,5)}$
Huete, 1988	$SAVI = \frac{NIR - R}{NIR + R} (1 + L)$
Author	Vegetation index (distance-based)
Richardson y Wiegand, 1977. Reescrita por Jackson <i>et al.</i> , 1983	$PVI_0 = \left(\frac{NIR - a.R - b}{\sqrt{a^2 + 1}} \right)$
Perry y Lautenschlager, 1984	$PVI_1 = \frac{b.NIR - R + a}{\sqrt{b^2 + 1}}$
Walther y Shabaani, 1991	$PVI_2 = \frac{(NIR - a)(R + b)}{\sqrt{a^2 + 1}}$
Qi <i>et al.</i> , 1994	$PVI_3 = a.NIR - b.R$
Baret and Guyot, 1991	$ATSAVI = \frac{a.NIR - a.R - b}{(a.NIR + R - a.b + 0,08(1 + a^2))}$
Author	Soil index
Nganfdam <i>et al.</i> , 2016	$NDBSI = \frac{Swir\ 1 - NIR}{Swir\ 1 + NIR} + 0,001$
Celik, 2018	$BSI = \frac{(R + Swir\ 1) - (NIR + B)}{(R + Swir\ 1) + (NIR + B)}$
Li y Chen, 2018	$BI = f(Tasseled\ Cap\ (Brightness),\ NDBaI_2)$
Zhao y Chen, 2005	$NDBaI_2 = \frac{Swir1 - Tirs1}{Swir1 + Tirs1}$

Fuente: Autores

Resultados

RPEH

El desarrollo de los factores (Figura 3), permitió definir el factor *C*, entre 78,94 y 106,65. *S* fue definido como fina (0,1) y media (0,3) en términos del subfactor *st*, y como ligera (0,5) en términos del subfactor *se* (Tabla 3). *T* está comprendido entre 0,35 y 11. Definida las variables, fueron multiplicadas en un algebra de mapas para obtener RPEH y luego reclasificado para establecer clases de riesgo de erosión (Figura 4), obteniéndose así “Ninguna a ligera” en 542,07 ha (14,59%), “Moderada” en 1805,76 ha (48,60%) y “Alta” en 1767,37 ha (36,80%).

Tabla IV. 3. Procesamiento del factor suelo

Textura del suelo	<i>st</i> subfactor		<i>se</i> subfactor	
	Textura clases ¹ (FAO-UNESCO, 1976)	Valoración textural clases ² (FAO <i>et al.</i> , 1980)	K valores ³ (Foster <i>et al.</i> , 1981)	Valoración clases erosionabilidad ⁴ (FAO <i>et al.</i> , 1980)
Franco arcilloso	Media	0,3	0,028	0,5 (lígera)
Arcilloso	Fina	0,1	0,013	0,5 (lígera)
Arcillo limoso	Fina	0,1	0,022	0,5 (lígera)
Franco arenoso	Media	0,3	0,023	0,5 (lígera)
franco arcillo arenoso	Media	0,3	0,013	0,5 (lígera)
Franco arenoso	Media	0,3	0,019	0,5 (lígera)

Clases texturales: gruesa: <18% arcilla y >65% arena; media: <35% arcilla y < 65% arena, o < 18% arcilla y <82% arena; fina: >35% arcilla. Clasificación *st*: gruesa: 0,2 media: 0,3 Fina: 0,1 Fase pedregosa: 0,5. Evaluación *se*: K Valor: lígera: <0,03; moderada: 0,03 – 0,06; alta: 0,06 >. Clases y evaluaciones: lígera: 0,5; moderada: 1,0; alta: 2,0. Fuente: Autores.

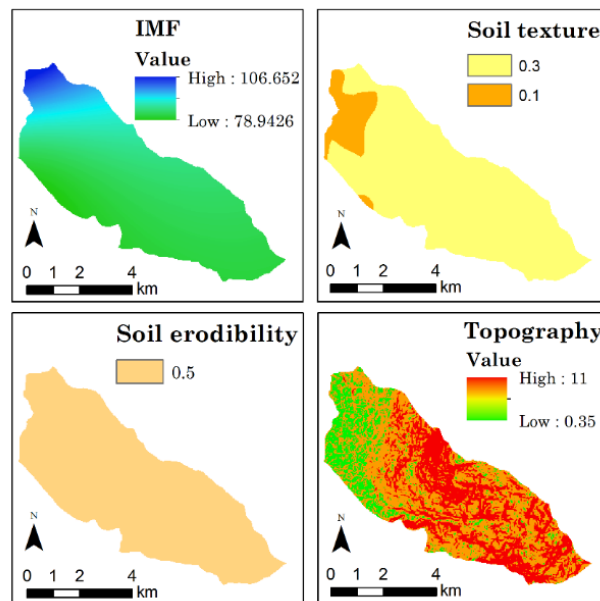


Figura IV. 3. Factores y subfactores de RPEH. Fuente: Autores

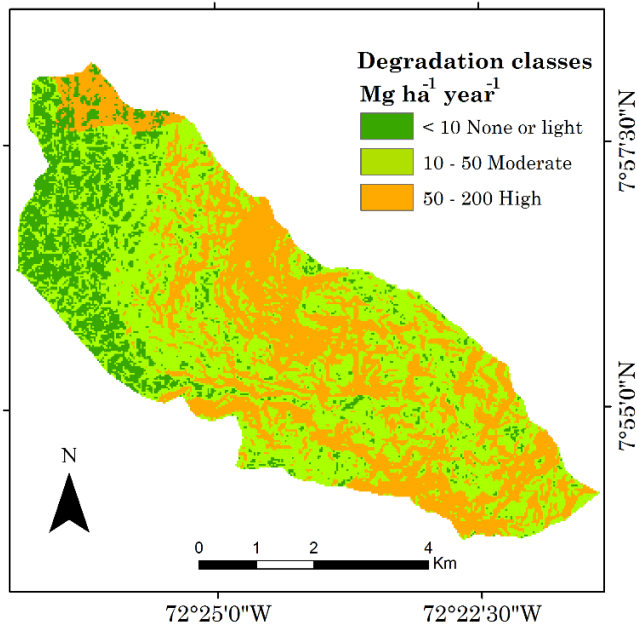


Figura IV. 4. Mapa de riesgo de erosión de suelos. Fuente: Autores.

Clasificación de Máxima Verosimilitud

6 categorías fueron establecidas, y sus áreas extraídas: nubes (13,95 ha), vialidad (163,98 ha), vegetación alta (1331,10 ha), vegetación baja (1858,50 ha), suelos desnudos (incluyendo afloramientos rocosos) (277,74 ha) e infraestructura (84,96 ha) (Figura 5). El mapa tuvo una precisión global de 81,83% y un índice Kappa de 0,79.

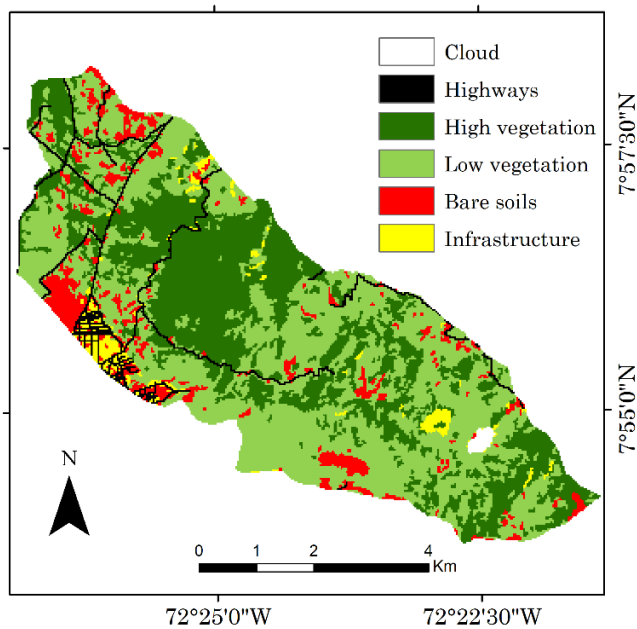


Figura IV. 5. Clasificación de máxima verosimilitud (MLC, por sus siglas en inglés) Fuente: Autores

EAER 1

La curva ROC, denotó una elevada sensibilidad, es decir, buena capacidad para clasificar correctamente píxeles positivos (suelos desnudos). Los umbrales 0,9 (U1) y 0,8 (U2) indicaron 0,114 y 0,087 de distancia espectral. Ambos representan un balance entre sensibilidad y especificidad, es decir un acercamiento al más ideal (100%), que permitieron generar el mapa (Figura 6), arrojando como resultados: “áreas erosionadas” (379,44 ha), “riesgo de erosión” (260,91 ha) y “sin erosión” (291,19 ha) (Figura 6).

El cruce con MLC señaló que las “áreas erosionadas” coincidieron en 229,77 ha con suelos desnudos, de igual modo, esta categoría interceptó a vegetación alta en 0,99 ha, a baja en 126,99 ha y a infraestructura en 21,69 ha. Por su parte, la clase riesgo de erosión interceptó, principalmente, a vegetación baja con 236,52 ha, a suelos desnudos con 20,61 ha, a infraestructura con 3,33 ha y a vegetación alta con 0,45 ha (Tabla 4).

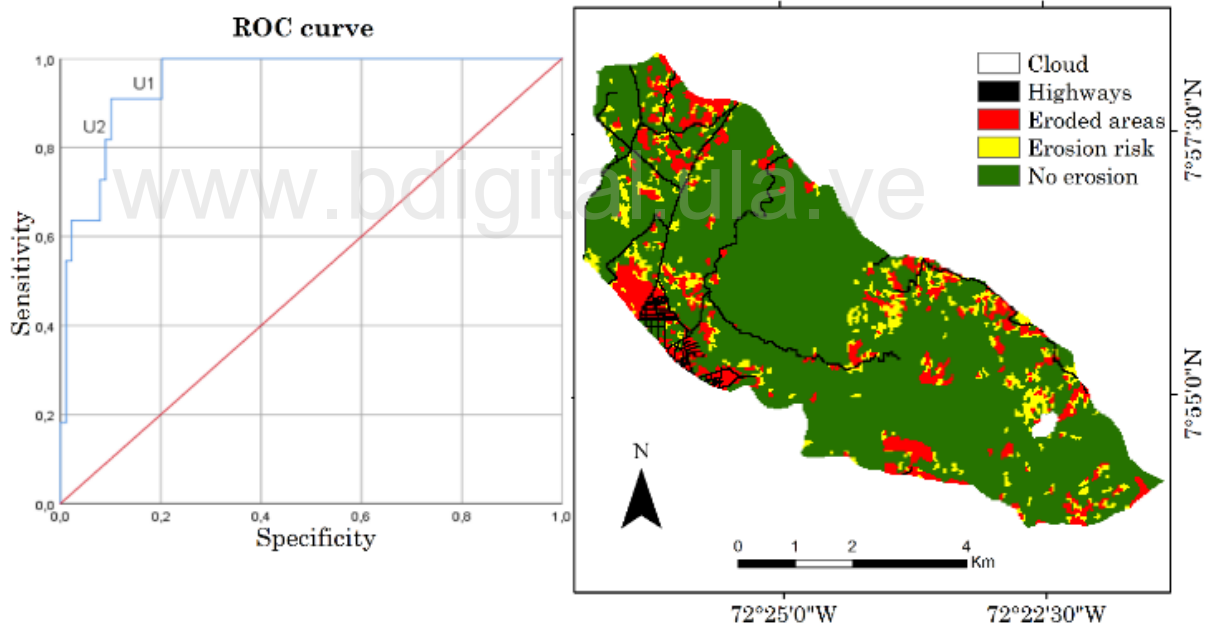


Figura IV. 6. EAER 1. Fuente: Autores

Tabla IV. 4. Tabulación cruzada EAER 1 - MLC (ha)

		EAER 1		
		Áreas erosionadas	Riesgo de erosión	Sin erosión
MLC	Vegetación alta	0,99	0,45	1329,66
	Vegetación baja	126,99	236,52	1494,99
	Suelos desnudos	229,77	20,61	27,36
	Infraestructura	21,69	3,33	59,94

Fuente: Autores

EAER 2

Derivados los productos por técnicas de percepción remota, se desarrollaron las regresiones lineales. El análisis arrojó que el valor de pendiente fue diferente a 0 en todos los casos, es decir, que existe dependencia entre las variables. Bajo este criterio, SAVI es el más dependiente (2,75) al presentar la línea más inclinada, con dependencia de tipo directa (positiva), resultado seguido por NDVI (1,83) (Tabla 5).

Estableciendo el análisis solo en coeficientes de correlación (R), los mayores resultados fueron definidos por SAVI (0,592), NDVI (0,591), TTVI (0,579), CTVI (0,566) y ACP1 (0,542). No obstante, todas fueron superados por suma ACP, que alcanzó un valor de 0,648. En cuanto a R^2 , se encontró que solo el PVI_0 presentó un valor igual a 0, es decir, que no explican variación alguna de éste índice en función de la variable independiente. Este fue seguido muy de cerca por PVI_2 y DVI, lo que puede ser explicado por sus correlaciones bajas.

Entre todas las técnicas realizadas, NDBIa2 es el que está más fuertemente determinado por la distancia espectral euclidiana del suelo con un R^2 de 0,551. Sin embargo, también mostró la más alta correlación negativa (-0,742). Iguales situaciones fueron presentadas por BSI, BI y ATSAVI. De modo contrario, la técnica que presentó el mejor R^2 fue la suma ACP (0,420), al presentar una correlación positiva de 0,648 (la más alta), lo que la convierte en la segunda alternativa EAER.

Posteriormente, se elaboró a partir de 100 muestras de valores de suma ACP la curva ROC. Los umbrales 0,9 (U_1) y 0,8 (U_2) indicaron -0,117 y -0,107 de sumatoria ACP, respectivamente, representantes de un buen balance entre sensibilidad y especificidad, que permitieron generar el mapa (Figura 7), arrojando como resultados: “áreas erosionadas” (261,18 ha), “riesgo de erosión” (25,83 ha) y “sin erosión” (3265,29 ha).

El cruce con MLC señaló, que la superficie ocupada por “áreas erosionadas” coincidió en 195,57 ha con suelos desnudos e interceptó a “vegetación alta” en 0,27 ha, a “vegetación baja” en 31,95 ha y a “infraestructura” en 33,39 ha. Por su parte, “riesgo de erosión”, interceptó a “vegetación baja” con 15,84 ha, a “suelos desnudos” en 9,9 ha, y a “infraestructura” con 0,09 ha (Tabla 6).

Tabla IV. 5. Regresiones lineales

Técnica	R	R²	Ecuación
PCA sum	0,648	0,42	$y = 0,44 + 1,64X$
SAVI	0,592	0,351	$y = 0,6 + 2,75X$
NDVI	0,591	0,35	$y = 0,40 + 1,83X$
TTVI	0,579	0,335	$y = 0,95 + 0,87X$
CTVI	0,566	0,321	$y = 0,95 + 0,86X$
PCA₁	0,542	0,294	$y = 0,33 + 0,83X$
TVI	0,511	0,261	$y = 1,15 + 1,13X$
PCA₂	0,494	0,244	$y = 0,09 + 0,71X$
PVI₁	0,46	0,211	$y = 0,19 + 0,33X$
PCA₃	0,294	0,087	$y = 0,02 + 0,11X$
PVI₃	0,277	0,077	$y = 0,03 + 0,09X$
DVI	0,221	0,049	$y = 0,17 + 0,27X$
PVI₀	-0,017	0	$y = -0,04 - 0,02X$
PVI₂	-0,082	0,007	$y = 0,02 - 0,33X$
RVI	-0,547	0,299	$y = 0,41 - 1,43X$
Tasseled cap	-0,552	0,306	$y = -0,45 - 0,85X$
NRVI	-0,595	0,354	$y = -0,40 - 1,84X$
NDBSI	-0,598	0,358	$y = 0,1 - 1,64X$
ALME	-0,642	0,413	$y = -0,83 - 3,55X$
ATSAVI	-0,675	0,456	$y = -1,04 - 6,03X$
BI	-0,68	0,462	$y = 8,05E4 - 8,4E4X$
BSI	-0,703	0,494	$y = 0,12 - 5,72X$
NDBIa2	-0,742	0,551	$y = 4,83E4 - 4,67E4X$

y= variable dependiente; x= variable independiente.

Fuente: Autores

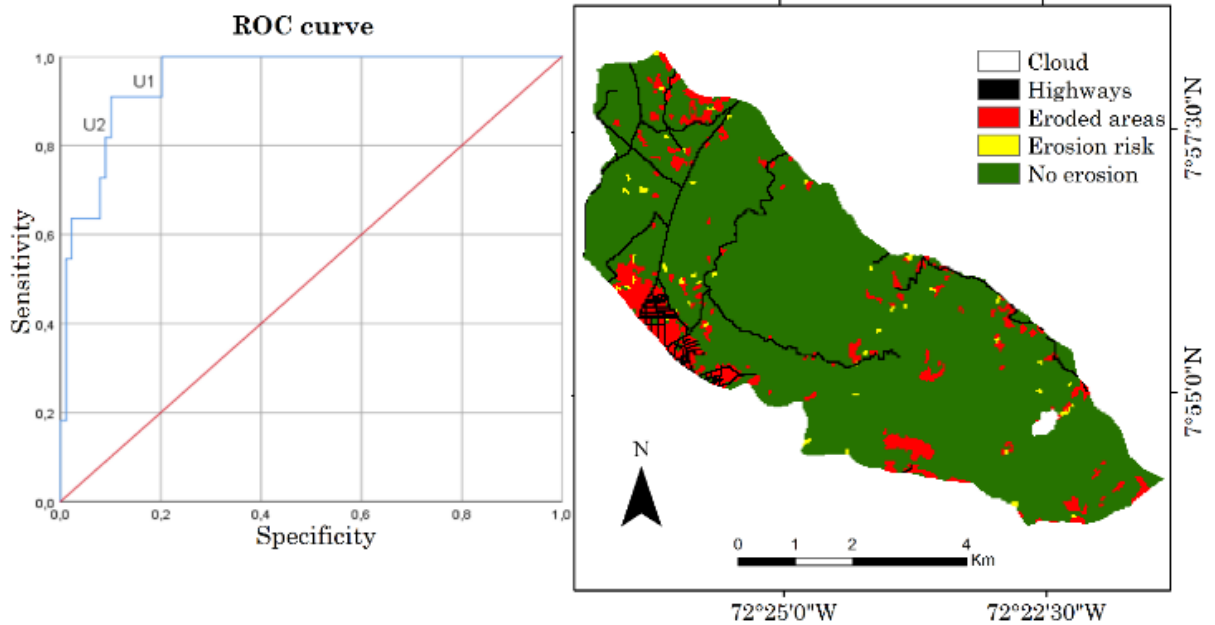


Figura IV. 7. EAER 2. Fuente: Autores

Tabla IV. 6. Tabulación cruzada EAER 2 y MLC en ha

		EAER 2		
		Áreas erosionadas (Ea)	Riesgo de erosión (Er)	Sin erosión (Ne)
MLC	Vegetación alta	0,27	0	1330,83
	Vegetación baja	31,95	15,84	1810,71
	Suelos desnudos	195,57	9,9	72,27
	infraestructura	33,39	0,09	51,48

Fuente: Autores

Con el propósito de conocer el RPEH como indicador de sensibilidad a erosión, en primer lugar, se analizaron 14 pixeles de suelos desnudos (muestras) (Figura 8), a partir de la relación de las categorizaciones temáticas definidas en los EAER, la clasificación [FAO et al. \(1980\)](#) y valores de RPEH (Tabla 7). Es necesario acotar que debido a que las muestras de suelos desnudos y expuestos a erosión fueron identificadas a partir de una imagen de mayor resolución, por tanto, solo deberían ser clasificados como “áreas erosionadas” o “en riesgo” en los EAER (“sin erosión”, sería una imprecisión generada por el cambio de resolución espacial o de definición de umbrales). En segundo lugar, se totalizaron cantidades de posible pérdida de suelo para “áreas erosionadas” y “en riesgo” a fin de evidenciar el enfoque con más pérdidas.

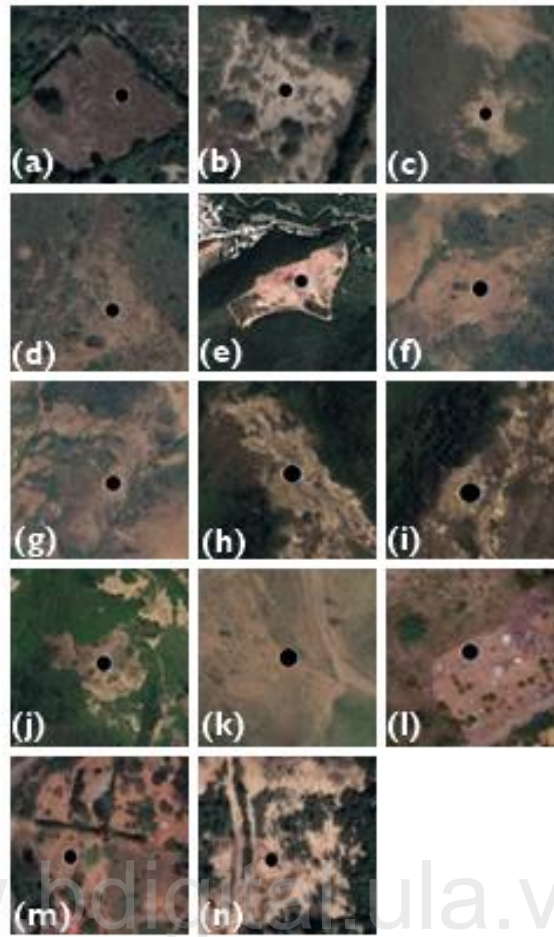


Figura IV. 8. Muestras de suelos erosionados. Fuente: Autores

Tabla IV. 7. Comparación de muestras de suelos desnudos con mapas RPEH – EAER

Muestra	Long. / Lat.	EAER1	EAER2	PWER Mg ha ⁻¹ año ⁻¹	FAO <i>et al.</i> (1980)
1	-72,442; 7,959	Ea	Ne	1,71	Lígera
2	-72,436; 7,948	Er	Ne	1,53	Lígera
3	-72,384; 7,930	Ea	Ne	44,34	Moderada
4	-72,382; 7,924	Ea	Ea	43,94	Moderada
5	-72,421; 7,918	Ne	Ea	132,61	Alta
6	-72,393; 7,906	Ea	Ea	134,66	Alta
7	-72,394; 7,907	Ea	Ea	134,64	Alta
8	-72,359; 7,902	Ea	Ea	42,82	Moderada
9	-72,360; 7,900	Ea	Ea	42,77	Moderada
10	-72,371; 7,898	Ea	Ea	134,46	Alta
11	-72,368; 7,917	Ea	Ea	43,48	Moderada
12	-72,404; 7,921	Ea	Ea	43,33	Moderada
13	-72,426; 7,939	Ea	Ea	44,20	Moderada
14	-72,434; 7,966	Ea	Ea	52,98	Alta

Fuente : Autores.

Los resultados permitieron definir una mayor cantidad de aciertos en EAER1. Sin embargo, se halló una imprecisión en la muestra 5 la cual fue considerada como “sin erosión” (Figura 8e), ya que se encuentra totalmente descubierta, lo que constituyó la única incongruencia generada en EAER1, por cuanto su categorización debió ser “áreas erosionadas”, es decir valores menores a 0,087 de distancia espectral. Por su parte, EAER2 evidenció tres contradicciones al catalogar a las muestras 1, 2 y 3 como “sin erosión”, aun cuando estaban descubiertas (Figuras 8a, 8b y 8c), dichos pixeles debieron ser menores al valor -0,117 de suma ACP (incongruencias se refiere a valores menores que los establecidos por los umbrales en las curvas ROC).

Teniendo en cuenta el alto acierto de las muestras en ambos EAER, se pudo observar la condición de PWER de los 14 puntos. Para el caso de la muestra 5 en EAER1, la degradación potencial considerada es alta con 132,61 Mg ha⁻¹ año⁻¹. Por su parte, la muestra 3 en EAER2, denotó 44,34 Mg ha⁻¹ año⁻¹ de pérdida, representativa de una degradación moderada (de la misma forma se pueden interpretar las muestras restantes). Finalmente, las pérdidas de suelo tanto de “áreas erosionadas” como “riesgo de erosión” en el primer mapa, fueron mucho mayores al segundo (por 162,88%) (Tabla 8).

Tabla IV. 8. Comparación EAER1 y EAER2

Class	Mg ha ⁻¹ año ⁻¹	Class	Mg ha ⁻¹ año ⁻¹
Áreas erosionadas 1	219 045,65	Áreas erosionadas 2	136 147,80
Riesgo de erosión 1	181 670,42	Riesgo de erosión 2	16 284,01
Total	400 716,07	Total	152 431,81

Fuente: Autores

Discusión

Aunque la metodología del RPEH data de 1980, sigue siendo válida porque su aplicación es ideal cuando no se dispone de información adecuada sobre precipitación, evapotranspiración, litología y suelos, que es lo que requieren metodologías como la USLE o la recientemente propuesta por Pacheco (2012) o más recientemente por Nasir *et al.* (2023). Por el contrario, la disponibilidad de información mínima como precipitaciones mensuales, MDE libres y cartografía de suelos a nivel de reconocimiento dota a esta metodología de plausibilidad de ejecución, simplicidad y robustez científica. También es importante señalar que muchos de los modelos utilizados actualmente requieren la inclusión de variables poco prácticas

(Demirel y Tüzün, 2011), lo que pone de manifiesto la necesidad de nuevos enfoques en la modelización de los procesos de erosión (Nasir *et al.*, 2023).

Un caso que ilustra lo anterior es la comparación entre los resultados de erosión potencial obtenidos en este estudio y los de Condori-Tintaya *et al.* (2022) y Nasir *et al.* (2023). Mientras que el primero utilizó información sobre la estructura del suelo y calculó un factor de longitud y pendiente más complejo basado en ecuaciones, el segundo empleó un enfoque de toma de decisiones multicriterio (MCDM) que implicaba el desarrollo de 15 variables y un proceso de jerarquía analítica (AHP).

El acceso a los SIG y a las imágenes de satélite ha tenido un gran impacto en la modelización de la erosión. Los modelos pueden aplicarse ahora con relativa facilidad a gran escala y de forma distribuida, y pueden presentar resultados en píxeles que permiten identificar dónde se producen y su magnitud, así como a diferentes escalas temporales y espaciales (Batista *et al.*, 2019). Sin embargo, también se reconoce que la capacidad predictiva de los modelos de erosión a gran escala no es la mejor. Por ello, Alewell *et al.* (2019) han argumentado que la misma no debe esforzarse para que realicen predicciones precisas de las pérdidas de suelo, sino para que exploren escenarios y se centren en comprender las diferencias relativas en las tasas de erosión, lo que ayudaría a identificar áreas propensas a estos procesos de degradación, objetivo de este estudio.

Del mismo modo, las imágenes de muy alta resolución pueden utilizarse para probar modelos de erosión, lo que no ha sido ampliamente realizado por los investigadores, siendo Fischer *et al.* (2018) quizás los primeros en centrarse completamente en su interpretación. Ellos encontraron resultados prometedores, como una alta correlación ($R^2 = 0,91$) de las clases de erosión definidas visualmente con las pérdidas moderadas de suelo, lo que les permitió definir un enfoque de evaluación semicuantitativa, mucho más simple que proponer pruebas de hipótesis (Batista *et al.*, 2019).

Otras razones para apoyar el uso de esta metodología es que excluye especulaciones sobre la validez de las predicciones de los modelos y permite identificar escenarios que conducen a grandes o pequeñas pérdidas de suelo (Auerswald *et al.*, 2018). En este estudio no se empleó un enfoque semicuantitativo porque no se calcularon de forma independiente los valores reales de pérdida de suelo de las muestras seleccionadas para poder determinar el R^2 , lo que denota una evaluación predominantemente cualitativa para abordar análisis comparativos.

La clave para proceder a la identificación de EAER reside en la extracción precisa de la cubierta vegetal y el uso del suelo (Wang *et al.*, 2013). En este caso, se trató de buscar la mayor precisión posible respecto a los suelos desnudos, con lo que se obtuvo la distancia espectral euclidiana para posteriormente definir umbrales en las curvas ROC, ya que la presencia de cubierta vegetal refleja capacidades de resistencia frente a la erosión o su riesgo (Wang *et al.*, 2021).

Empezando por las "áreas erosionadas" y su intersección con los suelos desnudos (379,44 ha = 100%), la tabulación cruzada entre la MLC y la EAER permitió corroborar que había una mayor intersección en EAER1 (60,55%) en comparación con EAER2, que coincidió en un 51,54%. Este resultado pone de manifiesto la mayor fiabilidad del primero, lo que muy probablemente se deba a los coeficientes de correlación y determinación no tan elevados de la suma ACP con respecto a la distancia euclídea espectral.

En cuanto al cruce entre "áreas erosionadas" y "vegetación baja y alta", EAER1 mostró una coincidencia del 3,43%, a diferencia del EAER2, el cual reportó 0,87%. La intersección entre "áreas erosionadas" e "infraestructuras" fue menor en el EAER1, con un 0,58%, en contraste con el 0,90% del EAER2. Estos resultados también se explican por la incapacidad de diferenciación mostrada por este último, que se debe a la correlación y determinación no tan elevadas de la suma ACP.

Estos resultados sitúan a EAER1 como alternativa de base frente a la suma ACP. Esta conclusión es razonable, ya que esta entrada se utilizó como variable independiente en las regresiones lineales.

En cuanto a la selección de umbrales en las curvas ROC, dada la sensibilidad/especificidad variable, podrían seleccionarse otros umbrales con mayor o menor poder de discriminación. Seleccionar dos con una sensibilidad elevada permitiría recíprocamente alcanzar una alta probabilidad de clasificar correctamente un píxel cuya situación real se define como positiva. La ventaja de la curva ROC reside en que utiliza todos los puntos de corte posibles de la base de datos, a través de los cuales se determinan mejores umbrales, lo que indica que esta prueba tiene un poder de clasificación correcta muy útil (Bernui *et al.*, 2022).

Sin embargo, el método propuesto para identificar EAER difiere de asociar los mayores valores de pérdida ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) arrojados por USLE y/o modelos similares como una medida indirecta de diversos grados de riesgo de erosión (por ejemplo, Chaudhary y Kumar,

2018; Mohammed *et al.*, 2020), los cuales se apoyan en la suposición de que valores bajos son menos vulnerables y los valores altos se refieren a una mayor sensibilidad a la erosión (Meshesha *et al.*, 2012). Esto también contrasta con la idea de obtenerlos por clasificación y posterior zonificación, que resulta de intersectar diversos gradientes de pendiente a partir de un MDE o usos del suelo con pérdidas de suelo (Meshesha *et al.*, 2012; Khosrokhani y Pradhan, 2013; Wang *et al.*, 2013).

La equivalencia entre las técnicas de sensores remotos obtenidas por regresión lineal fue manifestada por Ngandam *et al.* (2016), quienes propusieron un índice de vegetación como variable independiente, lo que depositó una exagerada confiabilidad en dicho producto como predictor. Esto, es diferente al diseño implementado en este estudio, el cual se definió a partir de la distancia espectral de suelos desnudos.

La comparación entre los resultados cualitativos y cuantitativos permite establecer una relación de análisis complementaria bidireccional. En primer lugar, EAER ayudó a identificar áreas con erosión o a destacar aquellas en riesgo, en las que se pueden interpretar las pérdidas de suelo. En segundo lugar, permite establecer la relación inversa, es decir, la observación de posibles pérdidas altas y moderadas identificadas por el RPEH proporciona información sobre lo que ocurre en dichas áreas desde una perspectiva cualitativa.

Para una mayor comprensión y determinación de la posible existencia de erosión o de áreas que pudieran estar sometidas a ella, se sugiere la identificación de áreas "erosionadas" y de "riesgo de erosión" con ambas cartografías. Esta consideración se apoya en la identificación de posibles diferencias sustanciales en puntos potenciales de interés.

Finalmente, con base en el estudio de Batista *et al.* (2019) sobre el hecho de que los actuales y diferentes modelos de erosión no se superan sistemáticamente entre sí, esta investigación coincide en que la calibración es el único mecanismo para mejorar su desempeño (es decir, una mejor comprensión conceptual de su funcionamiento). Por ello, este estudio rechaza la idea de que éstos puedan ser validados (más que evaluados), insistiendo en la necesidad de definir pruebas de ajuste (o evaluación de grados de fiabilidad) basadas en múltiples fuentes de datos, que permitan un amplio estudio de la utilidad y consistencia de las metodologías desarrolladas. Esto, teniendo en cuenta que cuanto más exhaustivas sean las pruebas, más probable es que se encuentren actuaciones deficientes (conciencia crítica de los métodos).

Conclusiones

Usar imágenes satelitales, permite realizar investigaciones sobre erosión tanto de forma cualitativa como cuantitativa; Sin embargo, su utilización debe hacerse con cuidado, pues su uso irreflexivo, puede conducir a sobrestimaciones o subestimaciones. También, se debe considerar el uso de imágenes de muy alta resolución, como mecanismo para evaluar el performance de los modelos.

Recurrir a imágenes de mayor resolución o que abarquen extensiones mayores supone un mayor coste computacional porque implica mayores cantidades de datos. Esta situación podría superarse utilizando plataformas de computación en la nube como Google Earth Engine (GEE), que pueden computar y procesar grandes volúmenes de datos geoespaciales en intervalos de tiempo muy cortos y que se han aplicado recientemente en la preparación de las variables requeridas por métodos como USLE y RUSLE ([Papaiordanidis et al., 2019](#); [Kumar et al., 2022](#)), por lo que su aplicación con los modelos desarrollados en este estudio también es plausible.

Aunque los avances tecnológicos son evidentes, no debe olvidarse que los modelos de erosión no son necesariamente verdaderos o libres de defectos aparentes, reconocerlos mejora la actitud hacia su evaluación y cambia la forma en que se caracterizan y comunican sus actuaciones, lo que en última instancia conduce a una mejor comprensión de la erosión del suelo ([Batista et al., 2019](#)).

Este estudio constituye una contribución a la falta de información sobre precipitación y suelo, necesaria en las metodologías paramétricas. Por lo tanto, adoptó la premisa de que esta carencia sólo debe ser resuelta con insumos digitales libres y disponibles que ayuden a identificar potenciales áreas hot spot de erosión y simular las respuestas de la erosión al cambio de uso del suelo y el cambio climático, lo que la convierte en una solución que podría asociarse con variables derivadas del MDE (por ejemplo, índices de humedad) u otro tipo de cartografía categórica o continua. Sin embargo, independientemente de los métodos a emplear, no debe descartarse el levantamiento en campo de mediciones georreferenciadas (cuando sea posible) sobre las características de la erosión, con el propósito de ampliar la evaluación del modelo.

Si bien es cierto que los métodos desarrollados para la identificación de EAER son métrico-estáticos e implementados con imágenes de satélite de diversas fechas, éstos podrían ayudar

a obtener series temporales que permitan comprender mejor la dinámica de los procesos erosivos y por tanto adquirir un mayor conocimiento para la conservación del suelo y la gestión de los ecosistemas. También podrían ser replicados en otros espacios de forma semiautomatizada, y podrían servir como primeros insumos para definir áreas donde focalizar las observaciones o para cartografiar tipos y grados de erosión.

Agradecimientos

Al Programa de Doctorado en Ciencias Forestales y Ambientales del Centro de Estudios Forestales y Ambientales de Postgrado (CEFAP – FCFA – ULA, Mérida – Venezuela) al cual se vincula este documento. Al Laboratorio Bioambiental UNET por su apoyo. Finalmente, nuestro agradecimiento a los Árbitros y Comité Editorial de la revista por sus aportes y observaciones.

Referencias

- Alatorre, L. C. y Beguería, S. (2009). Identification of eroded areas using remote sensing in a badlands landscape on marls in the central Spanish Pyrenees. *Catena*, 76 (3), 182-190. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.11.005>
- Anderson, W. y Jhonson, T. (2016). Evaluating Global Land Degradation Using Ground-Based Measurements and Remote Sensing. In: E. Nkonya, V. Mirzabaev, A., J.Von Braun (Eds.), *Economics of Land Degradation and Improvement – A Global Assessment for Sustainable Development* (pp. 85 – 116). Cham, Switzerland: Springer Open. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-19168-3>
- Al-Mamari, M., Kantoush, S., Al-Harrasi, T., Al-Maktoumi, A., Abdrabo, K., Saber, M. y Sumi, T. (2023). Assessment of sediment yield and deposition in a dry reservoir using field observations, RUSLE and remote sensing: Wadi Assarin, Oman. *Journal of Hydrology*, 617, 128982. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128982>
- Allafta, H. y Opp, C. (2022). Soil Erosion Assessment Using the RUSLE Model, Remote Sensing, and GIS in the Shatt Al-Arab Basin (Iraq-Iran). *Applied Sciences*, 12, 7776. <https://doi.org/10.3390/app12157776>
- Alewell, C., Borrelli, P., Meusburger, K. y Panagos, P. (2019). Using the USLE: chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. *Int. Soil Water Conserv. Res.*, 7, 203 – 225. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.05.004>
- Ampudia, A. Sánchez, G. y Jiménez, F. (2017) Precisión diagnóstica del MMPI-2 con la personalidad delictiva: un análisis con la curva ROC. *Revista de Psicología*, 35 (1), 167-192. <http://dx.doi.org/http://doi.org/10.18800/psico.201701.006>
- Arnoldus, H. (1977). Methodology used to determine the maximum potential average annual soil loss due to sheet and rill erosion in Morocco. *Assessing Soil Degradation, FAO Soils Bulletin*, 34, 39-48.
- Auerswald, K., Fischer, F.K., Kistler, M., Treisch, M., Maier, H. y Brandhuber, R. (2018). Behavior of farmers in regard to erosion by water as reflected by their farming

- practices. *Science of the Total Environment*, 613–614, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.003>
- Ávila, B. D. y Ávila H. F. (2015). Spatial and temporal estimation of the erosivity factor r based on daily rainfall data for the department of Atlántico, Colombia. *Ingeniería e Investigación*, 35 (2), 23-29. <http://dx.doi.org/10.15446/ing.investig.v35n2.47773>
- Baig, M. H. A., Zhang, L., Shuai, T. y Tong, Q. (2014). Derivation of a Tasselled Cap transformation based on Landsat 8 at-satellite reflectance. *Remote Sensing Letters*, 5 (5), 423–431. <https://doi.org/10.1080/2150704X.2014.915434>
- Baret, F. y Guyot, G. (1991). Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR assessment. *Remote Sensing of Environment*, 35 (2-3), 161-173. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90009-U](https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90009-U)
- Basu T., Das A. y Pal, S. (2020). Application of geographically weighted principal component analysis and fuzzy approach for unsupervised landslide susceptibility mapping on Gish River Basin, India. *Geocarto International*, 37 (5), 1294-1317. <https://doi.org/10.1080/10106049.2020.1778105>
- Batista, P. V. G., Davies, J., Silva, M.L.N. y Quinton, J. N. (2019). On the evaluation of soil erosion models: Are we doing enough? *Earth-Science Reviews*, 197, 102898. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2019.102898>
- Beguiría S. (2006). Identifying erosion areas at basin scale using remote sensing data and GIS: a case study in a geologically complex mountain basin in the Spanish Pyrenees. *International Journal of Remote Sensing*, 27 (20), 4585-4598. <https://doi.org/10.1080/01431160600735640>
- Bernui, G., Del Aguila, L., Sanes, M., Prochazka, R. y Bussalleu, A. (2022). Evaluación de un test del aliento con carbono 13 para el diagnóstico de *Helicobacter pylori*. *Rev. de Gastroenterología del Perú*, 42 (1), 13-9. <http://dx.doi.org/10.47892/rgp.2022.421.1341>
- Boardman, J. W. (1992). *Sedimentary Facies Analysis Using Imaging Spectrometry: A Geophysical Inverse Problem* [Doctoral dissertation, University of Colorado Boulder]. ProQuest.
- Camargo, C. E., Pacheco, C. E. y López, R. (2021). Evaluación de métodos de corrección atmosférica y sombreado topográfico en imagen Landsat 8 OLI sobre un área montañosa semiárida. *UD y la Geomática*, 16, 23-39. <https://doi.org/10.14483/23448407.17040>
- Celik, N. (2018). *Change Detection of Urban Areas in Ankara through Google Earth Engine* [Paper presentation]. 41st International Conference on Telecommunications and Signal Processing (TSP), Athens, Greece. <https://doi.org/10.1109/TSP.2018.8441377>
- Chaudhary, B. y Kumar, S. (2018). Soil erosion estimation and prioritization of Koshalya-Jhajhara watershed in North India. *Indian Journal of Soil Conservation*, 46 (3), 305-311.
- Chuvieco, E. (2016). *Fundamentals of Satellite Remote Sensing an environmental Approach* (2nd ed.). CRC Press Taylor and Francis Group. <https://doi.org/10.1111/phor.12184>
- Cohen, J. (1960). A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement*, 20 (1), 37–46. <https://doi.org/10.1177/001316446002000104>

- Condori-Tintaya, F., Pino-Vargas, E. y Tacora-Villegas. (2022). Pérdida de suelos por erosión hídrica en laderas semiáridas de la subcuenca Cairani-Camilaca, Perú. *Idesia*, 40 (2), 7-15. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-34292022000200007>
- Deering, D. W., Rouse, J. W., Iiaas, R. H. y Schell, J. A. (1975). *Measuring forage production of grazing units from landsat MSS Data* [Paper presentation]. Proceedings of the Tenth International Symposium on Remote Sensing of Environment, ERIM, Ann Arbor, MI, USA.
- Demaría, M. R. y Aguado, I. (2013). Dinámica espacio-temporal del porcentaje de suelo desnudo en pastizales semi-áridos de Argentina. *GeoFocus*, 13 (2), 133-157.
- Demirel, T. y Tüzün, S. (2011). *Multi criteria evaluation of the methods for preventing soil erosion using fuzzy ANP: the case of Turkey*. [Paper presentation]. Proceedings of the World Congress on Engineering, London, England.
- Drzewiecki, W., Wężyk, P., Pierzchalski, M. y Szafrńska, B. (2014). Quantitative and qualitative assessment of soil erosion risk in Małopolska (Poland), supported by an object-based analysis of high-resolution satellite images. *Pure Appl. Geophys.*, 171, 867-895. <https://doi.org/10.1007/s00024-013-0669-7>
- Duguma, T. A. (2022). Soil erosion risk assessment and treatment priority classification: A Case Study on Guder Watersheds, Abay River Basin, Oromia, Ethiopia. *HELIYON*, e10183. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e10183>
- Efiong, J., Imoke, D., Nwabueze, J. y James, S. (2021). Geospatial modelling of landslide susceptibility in Cross River State of Nigeria. *Scientific African*, 14, e01032. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2021.e01032>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (Ed.). (2019). *Soil erosion: the greatest challenge to sustainable soil management*. FAO
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO). (1980). *Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos*. FAO.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO). (1976). *Mapa mundial de suelos 1:5.000.0000*. FAO.
- Fischer, F. K., Kistler, M., Brandhuber, R., Maier, H., Treisch, M. y Auerswald, K. (2018). Validation of official erosion modeling based on high-resolution radar rain data by aerial photo erosion classification. *Earth Surface Process and Landforms*, 43, 187–194. <https://doi.org/10.1002/esp.4216>
- Foster, G. R., McCool, D. K., Renard, K. G. y Moldenhauer, W.C. (1981). Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units. *Journal of Soil and Water Conservation*, 36 (6), 355 – 359.
- Ganasri, B. P. y Ramesh, H. (2016). Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS - A case study of Nethravathi Basin. *Geoscience Frontiers*, 7, 953 – 961. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gsf.2015.10.007>
- Guerra, C.A., Rosa, I. M. D., Valentini, E., Wolf, F., Filipponi, F., Karger, D. N., Nguyen Xuan, A., Mathieu, J., Lavelle, P. y Eisenhauer (2020). Global vulnerability of soil

- ecosystems to erosion. *Landscape Ecol.*, 35, 823–842. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-00984-z>
- Hämmerly, R. C., Paris, R. C. y Paz-González, A. (2019). Assessment of domain areas for precipitation and evapotranspiration on the left bank of the Paraná watershed at Argentine territory. I: Thiessen polygons and kriging. *Cadernos Lab. Xeolóxico de Laxe Coruña*, 41, 75 – 97. <https://doi.org/10.17979/cadlaxe.2019.41.1.5818>
- Huete, A. R. (1988). A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25 (3), 295-309. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X)
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC). (2013). Descripción y Corrección de Productos Landsat 8 LDCM (*Landsat Data Continuity Mission*) Versión 1.0. Bogotá: Instituto Geográfico Agustín Codazzi.
- Jackson, R. D., Slater, P. N. y Pinter, P. 1983. Discrimination of growth and water stress in wheat by various vegetation indices through clear and a turbid atmospheres. *Remote Sensing of Environment*, 13: 187 - 208. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(83\)90039-1](https://doi.org/10.1016/0034-4257(83)90039-1)
- Jordan, C. F. (1969). Deviation of leaf-area index from quality of light on the forest floor. *Ecology*, 50 (4), 663–666. <https://doi.org/10.2307/1936256>
- Kauth, R. J. y Thomas, G. S. (1976). *The Tasseled Cap — A graphic description of the spectral-temporal development of agricultural crops as seen by Landsat* [Paper presentation]. Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data, West Lafayette, IN, USA.
- Khosrokhani, M. y Pradhan, B. (2013). Spatio-temporal assessment of soil erosion at Kuala Lumpur metropolitan city using remote sensing data and GIS. *Geomatics, Natural Hazards and Risk*, 5 (3), 252-270. <http://dx.doi.org/10.1080/19475705.2013.794164>
- Kumar, R., Deshmukh, B. y Kumar, A. (2022). Using Google Earth Engine and GIS for basin scale soil erosion risk assessment: A case study of Chambal river basin, central India. *Journal of Earth System Science*, 131, 228. <https://doi.org/10.1007/s12040-022-01977-z>
- Leal, J., Pérez, U. y Ortiz, N. E. (2018). Distribución espacial y temporal de deslizamientos (1999 – 2015) en la cuenca del río Combeima, Colombia. *Revista Geográfica Venezolana*, 59 (2), 346 – 365.
- Li, S. y Chen, X. (2018). New bare-soil index for rapid map-ping developing areas using landsat 8 data. *The International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 40 (4), 139.
- Liang, S. y Wang, J. (2020). *Advanced Remote Sensing: Terrestrial Information Extraction and Applications* (2nd ed.). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/C2017-0-03489-4>
- Lillesand, T., Kiefer, R. W. y Chipman, J. (2015). *Remote sensing and image interpretation* (7th Ed). John Wiley & Sons.
- Meinen, B. U. y Robinson, D. T. (2021). From hillslopes to watersheds: Variability in model outcomes with the USLE. *Environmental Modelling and Software*, 146, 105229. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.105229>
- Meshesha, D. T., Tsunekawa, A., Tsubo, M. y Haregeweyn, N. (2012). Dynamics and hotspots of soil erosion and management scenarios of the Central Rift Valley of Ethiopia. *International Journal of Sediment Research*, 27 (1), 84–99. [https://doi.org/10.1016/S1001-6279\(12\)60018-3](https://doi.org/10.1016/S1001-6279(12)60018-3)

- Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables (MARNR). (1983). *Sistemas Ambientales Venezolanos. Regiones naturales: 7A Depresión del Táchira, Proyecto Ven/79/001, Código II-2-7A. Proyecto VEN/79/001*. MARNR.
- Ministerio de Tecnologías de la Información y Las Comunicaciones (MINTIC). (2018). Promedios Precipitación y Temperatura media. *Promedios de los años 1981-2010*. <https://www.datos.gov.co/Ambiente-y-Desarrollo-Sostenible/Promedios-Precipitaci-n-y-Temperatura-media-Promed/nsxu-h2dh/data>
- Mohammed, S., Alsafadi, K., Talukdar, S., Kiwan, S., Hennawi, S., Alshihabi, O., Sharaf, M. y Harsanyie, E. (2020). Estimation of soil erosion risk in southern part of Syria by using RUSLE integrating geo informatics approach. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 20, 100375. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100375>
- Morales-Pavón, J., Valdés-Rodríguez, O., Servín-Martínez, A., Hernández-Zárate, J., Tejero-Andrade, J. y Domínguez-Sánchez, G. (2016). *Plantas tropicales para contener suelo y evitar deslizamientos superficiales: estudio de caso Ricinus communis* [Paper presentation]. II Reunión Internacional, Científica y Tecnológica; XXIX Reunión Científica y Tecnológica Forestal y Agropecuaria, Veracruz, México.
- Muñoz, J. L., Morante, J. y Miranda, P. (2014). Erosión potencial por reconversión productiva en subcuenca Llay-Llay, Chile. aplicación de unidades de respuesta a la erosión. *Ciencia y Tecnología*, 7 (2), 35-47. <https://doi.org/10.18779/cyt.v7i2.138>
- Najafi, M., Fakhireh, A., Pahlavan, A., Moradzadeh, M. y Noori, S. 2020. Determining the suitable indices for assessment of cover change in west of Karkheh river using satellite data. *Journal of Applied Sciences and Environmental Studies*, 3 (1), 1-14.
- Ngandam, A. H., Etouna, J., Nongsi, B. K., Mvogo, F. A. y Noulaquape, F. G. (2016). Assessment of land degradation status and its impact in arid and semi-arid areas by correlating spectral and principal component analysis neo-bands. *International Journal of Advanced Remote Sensing and GIS*, 5 (2), 1539 – 1560.
- Nasir, N.S.B., Mustafa, F.B. y Muhammad Yusoff, S.Y. (2023). Spatial prediction of soil erosion risk using knowledge-driven method in Malaysia's Steepland Agriculture Forested Valley. *Environment, Development and Sustainability*. <https://doi.org/10.1007/s10668-023-03251-8>
- Omuto, C.T. y Vargas, R. (2019). *Soil loss atlas of Malawi*. Food & Agriculture Organization.
- Opeyemi, O. A., Abidemi, F. H. y Otokiti, V. (2019). Assessing the Impact of Soil Erosion on Residential Areas of Efon-Alaaye Ekiti, Ekiti-State, Nigeria. *International Journal of Environmental Planning and Management*, 5 (1), 23–31.
- Orr, B.J., Cowie, A.L., Castillo, V.M., Chasek, P., Crossman, N.D., Erlewein, A., Louwagie, G., Maron, M., Metternicht, G.I., Minelli, S., Tengberg, A.E., Walter, S. y Welton, S. (2017). Scientific Conceptual Framework for Land Degradation Neutrality. *A Report of the Science-Policy Interface. United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD)*. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.10.011>
- Pacheco, H. A. (2012). El índice de erosión potencial en la vertiente norte del Waraira Repano, estado Vargas, Venezuela. *Cuadernos de geografía: revista colombiana de geografía*, 21 (2), 85 – 97. <https://doi.org/10.15446/rcdg.v21n2.32215>

- Panagos, P., Ballabio, C., Borrelli, P., Meusburger, K., Klik, A., Rousseva, S., Tadic, M. P., Michaelides, S., Hrabalíková, M., Olsen, P. Aalto, J., Lakatos, M., Rymaszewicz, A., Dumitrescu, A., Begueria, S. y Alewell, C. (2015). Rainfall erosivity in Europe. *Science Total Environment*, 511, 801-14. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.008>
- Papaiordanidis S., Gitas I.Z. y Katagis T. (2019). Soil erosion prediction using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) in Google Earth Engine (GEE) cloud-based platform. *Dokuchaev Soil Bulletin*, 100, 36-52. <https://bulletin.esoil.ru/jour/article/view/538>
- Pearson, K. (1901). On Lines and Planes of Closest Fit to Systems of Points in Space. *Philosophical Magazine*, 2 (11), 559–572. <https://doi.org/10.1080/14786440109462720>
- Pearson, R. L. y Miller, L. D. (1972). *Remote mapping of standing crop biomass for estimation of the productivity of the short-grass prairie, Pawnee National Grasslands, Colorado* [Paper presentation]. Proceedings of the Eighth International Symposium on Remote Sensing of Environment, ERIM, Ann Arbor, MI, USA.
- Perry, C. R. y Lautenschlager, L. F. (1984). Functional Equivalence of Spectral Vegetation Indices. *Remote Sensing of Environment*, 14(1-3), 169-182. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(84\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(84)90013-0)
- Plambeck, N. O. (2020). Reassessment of the potential risk of soil erosion by water on agricultural land in Germany: Setting the stage for site-appropriate decision-making in soil and water resources management. *Ecological Indicators*, 118, 106732. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106732>
- Qi, J., Chehbouni, A., Huete, A. R., Kerr, Y. H. y Sorooshian, S. (1994). A Modified Soil Adjusted Vegetation Index. *Remote Sensing of Environment*, 48(2), 119-126. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(94\)90134-1](https://doi.org/10.1016/0034-4257(94)90134-1)
- Quiñonez, E. y Dal Pozzo, F. (2008). Distribución espacial del riesgo de degradación de los suelos por erosión hídrica en el estado Lara, Venezuela. *Geoenseñanza*, 13 (1), 59 – 70.
- Richardson, A. J. y Wiegand, C. L. (1977). Distinguishing Vegetation from Soil Background Information. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 43(12), 1541-1552.
- Romero, W., Ramos, R., Vázquez, R., Arrogante, P. y Arroyo, M. (2017). *Detección de deslizamientos de laderas por el método de regresión lineal utilizando imágenes Aster en la zona centro del estado de Guerrero, México* [Paper presentation]. XXV Congreso de la Asociación de Geógrafos Españoles. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid, Spain. https://www.age-geografia.es/downloads/Naturaleza_Territorio_y_Ciudad_AGE2017.pdf
- Rosales - Rodríguez, C. A. (2021). Hazard maps of shallow landslides associated with infiltration processes in the Sapuyes river basin. *Ingeniería e Investigación*, 41 (1), e84611. <https://doi.org/10.15446/ing.investig.v41n1.84611>
- Rosales, A. and García, P. (2015). La cuenca hidrográfica y su gestión integral. En A. Gabaldón, A. Rosales, E. Buroz, J. Córdova, G. Uzcátegui y L. Iskandar (Eds.), *Agua en Venezuela: Una Riqueza Escasa* (pp. 867-914). Fundación Polar.
- Rouse, J., Haas, R. H., Schell, J. A. y Deering, D. W. (1973). *Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS* [Paper presentation]. Proceeding of the Third ERTS Symposium, Washington DC, United States.

- Sartori, A., Cano, J., Montaner, D., Mattar, C., Moraga, J. Al-faro, W., Soto, G., Morales, L., Quintanilla, O., Andrés, E. Gavilán, C. y Trujillo, G. (2018). *Reporte de Neutralidad en la Degradación de las Tierras (NDT) ante la Convención de las Naciones Unidas de Lucha Contra la Desertificación (CNULD) Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales (2017-2025) de Chile*. Unidad de Cambio Climático y Servicios Ambientales (UCCSA), Gerencia de Desarrollo y Fomento Forestal (GEDEFF), Corporación Nacional Forestal (CONAF).
- Shobha, G. y Rangaswamy, S. (2018). Machine Learning. En N, Venkat. C.R., Gudivada. Rao, C.R. (Eds), *Computational Analysis and Understanding of Natural Languages: Principles, Methods and Applications* (pp. 197-228). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/bs.host.2018.07.004>
- Soluciones Integrales GIS (SIGIS). (2019). *DIGITALGLOBE*. <http://www.sigis.com.ve/index.php/imagenessatelitalesar/digitalglobe>
- Tsegaye, K., Addis, H. K. y Hassen, E. E. (2020). Soil Erosion Impact Assessment using USLE/GIS Approaches to Identify High Erosion Risk Areas in the Lowland Agricultural Watershed of Blue Nile Basin, Ethiopia. *International Annals of Science*, 8 (1), 120-129. <https://doi.org/10.21467/ias.8.1.120-129>
- Thenkabail, P. S. (2016). *Remotely sensed data characterization, classification, and accuracies*. CRC Press Taylor and Francis Group. <https://doi.org/10.1201/b19294>
- Thiam, A. K. (1997). *Geographic Information System and Re-mote Sensing Methods for Assessing and Monitoring Land Degradation in the Shale: The Case of Southern Mauritania* [Doctoral dissertation, Darks University].
- United Nations (UN). (2021, April 16). *Aplicación de datos del mes: Erosión del suelo*. <https://www.un-spider.org/es/enlaces-y-recursos/fuentes-de-datos/daotm-erosion-suelo#USLE>
- United Nations General Assembly (UNGA). (2015). *Transforming Our World: the 2030 Agenda for Sustainable Development*. <https://sdgs.un.org/2030agenda>
- United States Department of Agriculture (USDA). (2020). *Soil Texture Calculator*. https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/?cid=nrcs142p2_054167
- Walther, D. y Shabaani, S. (1991). *Large scale monitoring of rangelands vegetation using NOAA/AVHRR LAC data: application to the rainy seasons 1989/90 in northern Kenya*. Ministry of Livestock Development.
- Wang, L., Huang, J., Du, Y., Hu, Y. y Han, P. (2013). Dynamic Assessment of Soil Erosion Risk Using Landsat TM and HJ Satellite Data in Danjiangkou Reservoir Area, China. *Remote Sensing*, 5 (8), 3826-3848. <https://doi.org/10.3390/rs5083826>
- Wang, H., Zhao, W., Li, C. y Pereira, P. (2021). Vegetation greening partly offsets the water erosion risk in China from 1999 to 2018. *Geoderma*, 115319. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115319>
- Zhao, H. y Chen, X. (2005). Use of normalized difference bareness index in quickly mapping bare areas from TM/ETM+. *International geoscience and remote sensing symposium*, 3, 1666-1668.



**Capítulo V: Identificación de áreas erosionadas y en riesgo de erosión
utilizando imágenes Landsat 8 y Sentinel-2, procesamiento digital y SIG**
*Identification of Eroded and Erosion Risk Areas Using Landsat 8 and Sentinel 2 images,
digital processing and GIS*

Publicación derivada: (En revisión)

Camargo C., Pacheco C., Gómez, T., López, R. y Monjardin, S. 2024. Identificación de áreas erosionadas y en riesgo de erosión utilizando imágenes Landsat 8 OLI y Sentinel-2, procesamiento digital y SIG. *Revista de Ciencias*. Vol. 27(2): 13272

<https://doi.org/10.25100/rc.v27i2.13572>

Resumen

El objetivo de esta investigación fue identificar y comparar áreas erosionadas y en riesgo de erosión (EAER) como indicadores de degradación de suelos por erosión hídrica en una cuenca hidrográfica empleando imágenes Landsat 8 OLI y Sentinel-2. Para ello, se emplearon técnicas de procesamiento digital y sistemas de información geográfica (SIG), enfocándose en los datos espectrales de reflectancia de imágenes satelitales. El estudio implicó estimaciones del riesgo potencial de erosión hídrica (RPEH) y generación de cartografías EAER a partir del cálculo de distancia espectral euclidiana a suelos desnudos y de una técnica de percepción remota seleccionada mediante regresión lineal. Se determinaron curvas ROC (características operativas del receptor) para definir umbrales de clasificación, los cuales fueron validados mediante clasificaciones supervisadas y asociados a valores de RPEH. Los resultados indican que los EAER1 identificaron más áreas erosionadas que los EAER2. De igual modo, se evidenció que los resultados derivados de S2 tuvieron mayores aciertos que los de Landsat 8. El análisis de RPEH, además de las cartografías EAER desarrolladas y otros datos y criterios, podrían ayudar a considerar medidas necesarias de conservación de suelos.

Palabras y frases clave: distancia espectral euclidiana; procesamiento digital de imágenes; máxima verosimilitud.

Abstract

The aim of this research was to identify eroded areas and areas at risk of erosion (EAER) as indicators of soil degradation by water erosion in a watershed using Landsat 8 OLI and Sentinel-2 images. To this effect, digital processing techniques and geographic information systems (GIS) were used, focusing on spectral reflectance data from a satellite imagery. This study involved estimating the potential water erosion risk (PWER) and mapping eroded and erosion risk areas (EAER) based on calculating the spectral Euclidean distance to bare soils and a remote sensing technique, which was selected via linear regression. Receiver operating characteristics (ROC) curves were determined to define classification thresholds, which were validated by means of a supervised classification and associated to PWER values. The results indicate that the EAER1 identified more eroded areas than the EAER2. Similarly, it was evident that the results derived of S2 have been more successful than Landsat 8. The PWER

analysis, in addition to the EAER mapping developed and other data and criteria, such as minimum area size of interest, could help to consider necessary soil conservation measures.

Keywords: spectral Euclidean distance; digital image processing; maximum likelihood.

Introducción

La erosión hídrica, proceso de degradación del suelo que también se considera un riesgo ambiental ⁽¹⁻²⁾, es ocasionada por las precipitaciones al caer sobre terrenos desnudos vulnerables, y que en su escurrimiento por las laderas arrastran el suelo para depositarlo en zonas bajas o enlodar y obstruir cuerpos de agua ⁽³⁻⁴⁾ (p. ej., se estima que la erosión hídrica transporta 23-42 Mg de N y entre 15-26 Mg de P fuera de las tierras agrícolas a nivel global) ⁽⁵⁾. Ello la convierte en el principal proceso de degradación de tierras, al afectar de forma cuantitativa y cualitativa el volumen enraizable de los suelos destinados a la agricultura ⁽⁶⁾ y al contribuir en el descenso de muchos otros servicios ecosistémicos fundamentales ⁽⁷⁻⁸⁾. Por ello, a la luz de la continua expansión de la población mundial, se ha vuelto cada vez más crucial comprender y abordar los peligros asociados a la erosión del suelo ⁽⁹⁾.

Una forma de observar la erosión hídrica, es utilizar imágenes multispectrales obtenidas por sensores remotos ⁽¹⁰⁾. Desde esta perspectiva, los suelos erosionados se singularizan por presentar una respuesta espectral similar a los suelos desnudos, es decir, mucho más uniforme que la de vegetación, que presenta una curva de reflectividad más plana ⁽¹¹⁾, lo que puede señalar la existencia de suelos o afloramientos de material parental desnudos, como un indicador efectivo de áreas sujetas a erosión ⁽¹²⁾. Debido a esto, se hacen necesarias las técnicas de procesamiento digital y procedimientos en Sistemas de Información Geográfica (SIG), los cuales permiten obtener la distribución espacial y temporal de los diversos factores involucrados y sus clasificaciones ⁽¹³⁾. Sobre estos resultados, también se requieren análisis visuales y estadísticos para comprender y validar la cartografía producida y cuyo objetivo es obtener indicadores más precisos y fiables ⁽¹⁰⁾.

Algunas técnicas de procesamiento digital (o percepción remota), se centran en la calidad visual, al tratar de mejorar la ubicación de los datos que se analizan, de tal forma que sean más evidentes los rasgos de interés, ejemplos de ello: expansión del contraste, composiciones coloreadas y filtraje ^(11, 14). Otras, buscan generar variables continuas, como los Índices de Vegetación (IV), que han probado ser útiles para evaluar degradación de tierras, y entre ellos erosión ⁽¹⁵⁾ a partir de su transformación a valores de Productividad Primaria Neta (PPN) ⁽¹⁶⁾,

lo que ha conllevado a su uso más frecuente como indicador cuantitativo de la función de los ecosistemas ⁽¹⁷⁾. Asimismo, se han utilizado para monitorear vegetación en zonas áridas y semiáridas ⁽¹⁸⁾, y generar el factor “C” para modelos como USLE o RUSLE ⁽¹⁹⁻²⁰⁾.

De igual forma se han generado otras técnicas como: i) Índices de Suelos (IS) empleados para estimar tipos de degradación de suelos ^(15, 21), ii) Análisis de Componentes Principales (ACP) para discriminar tipos de suelos desnudos o deslizamientos ⁽²²⁻²³⁾, y iii) Análisis de Mezclas Espectrales (ALME) para cartografiar también factor “C” o determinar suelos desnudos y con ello, establecer indicadores de vulnerabilidad ⁽²⁴⁾. En este orden de ideas, todas éstas técnicas pueden ser usadas como pasos previos para destacar erosión y permitir posteriormente su clasificación semi-automatizada para obtener cartografía de riesgos ⁽²⁾. Estas técnicas también buscan superar la tediosa tarea de interpretar visualmente imágenes satelitales y el considerable tiempo requerido para desarrollarla ⁽²⁵⁾.

Haciendo especial énfasis en cartografía de riesgos de erosión, donde usualmente se indica la probabilidad relativa de que esta ocurra en una cierta área en comparación a otras ⁽²⁶⁻²⁷⁾, esta puede dividirse en *potencial*, definido como la máxima pérdida de suelo posible en ausencia de cobertura vegetal y prácticas conservacionistas, es decir, considerando solamente la interacción de los factores físicos de la tierra: erosionabilidad del suelo, erosividad de la lluvia y topografía, y el *actual*, determinado a partir de la sumatoria del factor coberturas/ usos de la tierra a los previos ⁽²⁸⁾. De su comparación, el primero suele resultar sustancialmente más alto que el segundo ⁽²⁹⁾.

Por tales razones, ha resultado evidente la importancia de las técnicas de procesamiento digital para obtener cartografía de erosión y su riesgo, de igual modo, han sido valiosas para generar cartografía de degradación del suelo en estudios de cambio climático. Esto ha quedado demostrado en productos globales como la valoración de degradación de tierras (GLADA) ⁽³⁰⁾, en regionales, con el modelamiento del riesgo de erosión en Europa ⁽³¹⁾ y en nacionales, con el atlas de pérdida de suelos en Malawi ⁽⁴⁾. Igualmente, algunas de estas técnicas, han sido empleados para monitorear cambios de cobertura o PPN, planteados dentro del análisis de la Neutralidad de la Degradación de Tierras (NDT) ⁽¹⁷⁾, cuyo Objetivo de Desarrollo Sostenible (ODS) para el año 2030, es luchar contra la desertificación, rehabilitar tierras y suelos degradados y procurar un mundo con “degradación neutra” del suelo ⁽³²⁾.

Identificar áreas erosionadas y en riesgo de erosión, permite también, al cruzarse con mapas de densidad poblacional, acciones de los entes gubernamentales para iniciar su rehabilitación y protección, realizar planificación del territorio para el desarrollo socioeconómico ambientalmente sostenible y determinar áreas susceptibles a procesos en ladera ^(15, 33). Aunado a ello, toda acción que se lleve a cabo para abordar la degradación de suelos, puede contribuir simultáneamente a los objetivos de lucha contra el cambio climático, preservar la diversidad biológica y los ODS ⁽¹⁷⁾.

De acuerdo a las ideas expuestas anteriormente, el objetivo principal de este estudio fue obtener cartografía de áreas erosionadas y en riesgo empleando técnicas de percepción remota y procedimientos SIG sobre datos de imágenes Landsat 8 OLI y Sentinel-2, puesto que muchos de los modelos que se han desarrollado para estimarla, no pueden ejecutarse adecuadamente por falta de datos para completar sus parámetros; ejemplos: erosividad de la lluvia, que requiere registros pluviográficos continuos de lluvias diarias sobre períodos de varios años o erosionabilidad del suelo, que amerita propiedades como estructura y permeabilidad, entre otros, que, en la práctica, especialmente en muchas partes del mundo, suelen ser escasos o inexistentes ^(3, 34).

Todos los resultados se obtuvieron en una cuenca situada en un ambiente semiárido, espacio donde los suelos suelen destacar susceptibilidad a erosión hídrica ⁽³⁵⁾ y posteriormente fueron comparados entre sí, a fin de determinar los mejores resultados.

Materiales y métodos

Área de estudio

La cuenca Quebrada Parada se ubica entre 72° 14' 8,902" y 72° 19' 49,652" O y 7° 52' 1,798" y 7° 57' 28,386" N. Político-administrativamente pertenece al municipio Lobatera (estado Táchira, Venezuela), con una extensión de 68,03 km² y una altitud comprendida entre 891 y 2063 m. Su hidrología presenta una red de drenaje dendrítico al sureste y subdentrítico al noreste, este último patrón resultado del efecto de laderas excepcionalmente empinadas ⁽³⁶⁾; pertenece a la cuenca del río Lobaterita, el cual desemboca en el río Grita, formando parte a su vez de la vertiente del Lago de Maracaibo o lacustrina ⁽³⁷⁾ (Figura 1).

Según el modelo bioclimático de zonas de vida de Holdridge ^(38, 39), la cuenca en su mayoría es “Bosque Seco Tropical” (BST), propio de una provincia de humedad semiárida y “Bosque Húmedo Subtropical” (BHST), ajustado a una provincia de humedad subhúmeda, los cuales

se ubican en el filo de Potrero Grande y el cerro La Mantellina, principalmente. Especies representativas de la primera zona de vida son; *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. (Cují Yaque), *Tecoma stans* (L.) C. Juss. ex Kunth (Fresnillo), *Opuntia elatior* Mill (Cacto) y *Mammillaria mammillaris* (L.) H. Karst (Cacto) y de la segunda: *Cecropia peltata* L. (Yagrumo), *Cyathea* sp. (helecho arborescente), *Cedrela Psidium caudatum* Mc Vaugh (Cínaro), entre otras.

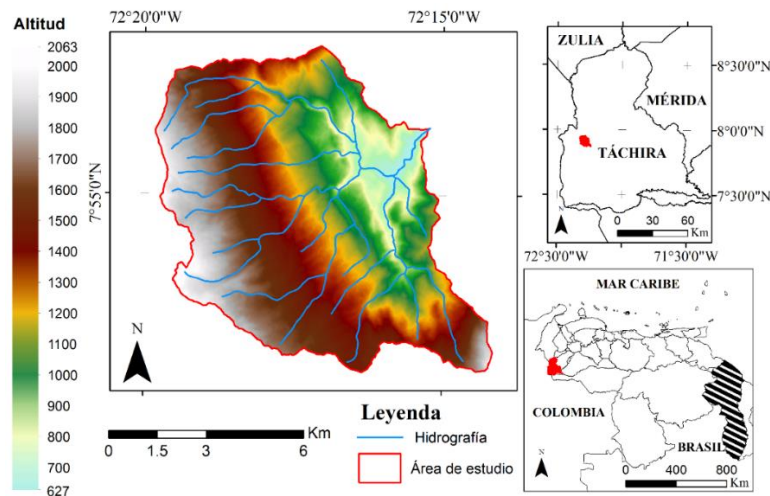


Figura V. 1. Ubicación geográfica del área de estudio. Fuente: Elaboración propia con base en los archivos del IGVS-B-SIGOT (Instituto Geográfico Venezolano Simón Bolívar - Sistema de Información para la Gestión y Ordenación del Territorio) y MDE Alos Palsar⁽⁴⁰⁾.

Recursos

Recursos usados para la generación de EAER y PWER se muestran en la Tabla 1.

Tabla V. 1. Recursos usados

Datos de entrada	Denominación	Nivel de detalle	Fuente
Imagen satélite	Landsat 8* (L8)	RE = 30 m	USGS
Imagen satélite	Sentinel 2* (S2)	RE = 10 m	ESA
Imagen satélite	Digital Globe	RE = 0,5 m	Digital Globe
MDE	ASTGTM 2 *	RE = 30 m	USGS
MDE	Alos Palsar*	RE = 12,5 m	JAXA, METI
Registros de precipitación		Promedios mensual/anual	MARNR
Propiedades físicas del suelo	Textura y materia orgánica	porcentaje	Laboratorio Bioambiental UNET
Distribución de los tipos de suelo	Sistemas Ambientales Venezolanos – SAV	1: 250 000	IGVSB
Vías	Vías	RE = 0,5 m	OSM

RE: Resolución Espacial – USGS: U.S. Geological Survey, ESA: European Space Agency, JAXA: Japan Aerospace Exploration Agency, METI: Ministry of Economy, Trade and Industry; MARNR: Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables, IGVS-B: Instituto Geográfico Venezolano Simón Bolívar, OSM: Open Street Map. *datos libres, descargados de: <http://earthexplorer.usgs.gov/>, <https://scihub.copernicus.eu/maintenance.html#/home> y <https://asf.alaska.edu/> (Elaboración propia).

Métodos generales

Se realizó una revisión sistemática de literatura científica para identificar un modelo determinístico de RPEH, técnicas de procesamiento digital y procedimientos SIG para estimar áreas erosionadas y en riesgo de erosión (EAER). Se ejecutaron cuatro etapas principales, la primera, desarrollo del modelo de RPEH, la segunda, obtención de EAER, la tercera, evaluación del grado de acierto de los EAER con una clasificación supervisada de máxima verosimilitud (CSMV) y relación RPEH – EAER, y la cuarta, los análisis y comparación de los resultados (Figura 2).

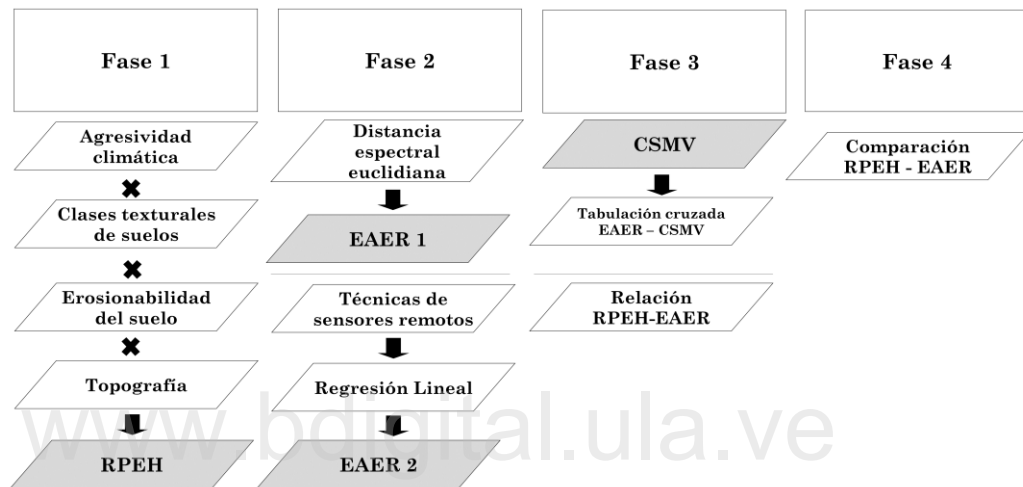


Figura V. 2. Fases metodológicas (Elaboración propia)

Procesamiento de imágenes Landsat 8 y Sentinel 2

Se descargó una imagen Landsat 8 OLI del 23 de diciembre de 2018 (LC08_L1TP_007055_20181223_20190129_01_T1_sr) y una imagen Sentinel-2 del 17 de diciembre de 2018 (S2B_MSIL2A_20181217T151659_N0211_R125_T18NYP_20181217T191635), ambas en valores de reflectancia de superficie, la primera con correcciones L1T⁽⁴¹⁾ y la segunda, con correcciones L2A^(42, 43, 44). Se emplearon estas imágenes por presentar poca o nula nubosidad en el área de estudio y por su proximidad temporal [es muy poco común tener imágenes claras de la misma área por dos satélites diferentes tan cercanas en el tiempo⁽⁴⁵⁾]. Sobre ambos productos se desarrollaron correcciones del sombreado topográfico, siguiendo los análisis y metodologías aplicadas por Camargo *et al.*⁽⁴⁶⁾ utilizando MDE ASTER para Landsat 8 OLI y Alos Palsar (remuestreado a 10 m) para Sentinel-2. Se definió el método

C-Correction ^(47, 48) como el más idóneo para ambas imágenes dado a que se obtuvieron las mejores preservaciones de los valores de reflectancia y las disminuciones de las desviaciones estándar con respecto a las imágenes originales usadas como referencia, resultados respaldados visualmente por el mantenimiento del color, textura, la no pérdida de píxeles y la no sobre corrección en las imágenes.

Imagen Digital Globe

Se empleó una imagen en color natural, del 05 de marzo de 2023, con resolución espacial de 0,50 m ⁽⁴⁹⁾, soportada en Google Earth, que permite su utilización en investigaciones sin fines lucrativos ⁽⁵⁰⁾; esta apoyó la selección de muestras “verdad-terreno” para aumentar la confianza en las predicciones de suelos desnudos, sustentada en un enfoque cualitativo de clases de gravedad de erosión ^(51, 52, 53). Dicha imagen fue descargada a partir del software SAS Planet, diseñado en plan open source que posibilita la descarga de mosaicos de cartografía desde una lista de proveedores predeterminada, los cuales son guardados en la memoria caché local para luego poder exportarlos en una buena variedad de formatos ⁽⁵⁴⁾.

Método RPEH

Se basa en dos principios: el primero, de carácter fundamental, expresa que es la tierra la que sufre el ataque de las fuerzas del clima (agresividad climática) y que ésta a su vez ofrece grados variables de resistencia que plantea una relación que determina los riesgos de degradación en un área dada, y el segundo, indica, que la evaluación de los riesgos alcanza su máxima utilidad cuando se eliminan factores relativamente inestables o no permanentes (vegetación y usos de la tierra) ⁽⁵⁵⁾. Entre los estudios recientes que utilizan estos principios figuran Guerra *et al.* ⁽⁵⁶⁾, Allafta y Oop ⁽⁵⁷⁾ y Al-Mamari *et al.* ⁽⁵⁸⁾. RPEH se manifiesta a través de la ecuación 1:

$$RPEH = f(C, S, T) \quad (1)$$

Donde *RPEH* está expresada en Mg ha⁻¹ año⁻¹, *C* es el factor erosividad de la lluvia, *S* es el factor suelo, estimado a través de los subfactores Textura (*St*) y Erosionabilidad (*Se*), y *T* es el factor topográfico ^(55, 59).

El factor climático (*C*) fue evaluado a partir de la modificación del índice de Fournier (1960) ⁽⁶⁰⁾, que se correlaciona mucho mejor con el valor de EI30 (intensidad máxima de la lluvia en mm hr⁻¹ de 30 min de duración), comprobado en varias partes del mundo y considerado

válido para Venezuela ⁽⁶¹⁾. No se empleó índice de Fournier original, dado que no considera que existen zonas cuyo régimen pluvial pueda presentar más de un pico mensual de precipitación ⁽⁶²⁾. Posteriormente, se generaron superficies interpoladas de precipitación mensual, empleando IDW (Inverse Distance Weighting, por sus siglas en inglés) y no Kriging, debido a que no se cumple con todos los supuestos para su utilización ⁽⁶³⁾.

El factor S fue estimado con base a características S_t y S_e , asociadas a información de los SAV ⁽⁶⁴⁾ dada la escasa disponibilidad de datos de suelo a nivel detallado, que conlleva por lo general, a considerar estudios de reconocimiento ⁽⁶⁵⁾. Partiendo de la primera, se conformaron las clases texturales ⁽⁶⁶⁾, reclasificadas luego a tres categorías generales reconocidas por FAO-UNESCO (1976) ⁽⁶⁷⁾, que permitieron a su vez, asignar valoraciones de acuerdo a FAO *et al.* ⁽⁵⁵⁾ necesarias para el modelo. En cuanto a la segunda, se resolvió utilizando el nomograma del factor K de USLE ⁽⁶⁸⁾, comprendido entre 0 y 0,09 Mg ha h / ha MJ mm, empleando porcentajes de materia orgánica y texturas, asociados luego a valores de erosionabilidad y posteriormente a clases y valoraciones de FAO *et al.* ⁽⁵⁵⁾.

Finalmente, Factor T se obtuvo a partir del MDE ALOS Palsar sobre el cual se distinguieron 3 clases de pendiente: a) llana a suavemente ondulada (0 – 8%); b) fuertemente ondulada a colinosa (8 – 30%) y c) fuertemente socavada a montañosa (>30%) ⁽⁶⁷⁾, valoradas con: (a) 0,35; (b) 3,5 y (c) 11,0 ⁽⁵⁵⁾.

Método EAER

Se desarrollaron dos alternativas cartográficas, la primera basada en la distancia espectral euclidiana entre la reflectividad de cada píxel de la imagen satelital a la categoría suelos desnudos y la segunda, a partir de diversas técnicas de percepción remota, con las cuales se establecieron regresiones lineales. Sobre ambos productos se aplicaron curvas ROC (Receiver Operating Characteristics) que permitieron definir umbrales de clasificación e incertidumbres asociadas, orientados a detectar zonas contiguas espectrales similares de áreas erosionadas y en riesgo ^(12, 69). Para los umbrales, se seleccionaron 100 muestras independientes (píxeles) que evidenciaron <10% de cobertura vegetal, distribuidas aleatoriamente y definidas con ayuda de la imagen Digital Globe, pues se considera el riesgo de erosión alto cuando esta es baja ⁽⁷⁰⁾.

Una curva ROC es un gráfico en el que se incorporan todos los pares de Sensibilidad/Especificidad resultantes de la variación continua de los puntos de corte en todo

el rango de resultados observados, que ofrece una visión global de exactitud diagnóstica al proporcionar datos significativos acerca de la probabilidad de clasificar correctamente a un individuo mediante una variable determinada ⁽⁷¹⁾. Sus ecuaciones son (2 y 3):

$$\text{Sensibilidad} = \frac{a}{a+c} \quad (2)$$

$$\text{Especificidad} = \frac{d}{b+d} \quad (3)$$

Donde a son verdaderos positivos, b verdaderos negativos, c falsos positivo y d falsos negativos. Sensibilidad expresa proporción de píxeles positivos correctamente predichos, y Especificidad, proporción de píxeles negativos correctamente predichos; valores de 1 en sensibilidad y 1 en especificidad representan probabilidades de cometer error de omisión (tipo II, o falso negativo) y de comisión (tipo I, o falso positivo) ⁽⁶⁹⁾. Para determinar áreas erosionadas, se fijó un valor de sensibilidad de 0,9 correspondiente a una probabilidad de error de omisión de 10%, y para áreas en riesgo, un valor de 0,8 (20% de error de omisión).

Se desarrollaron clasificaciones supervisadas de máxima verosimilitud (CSMV) de coberturas por ser más precisas que las no supervisadas dado que sus clases son previamente conocidas ⁽⁷²⁾, para evaluar posteriormente, el acierto de la cobertura suelos desnudos con los EAER mediante tabulaciones cruzadas. Para ello, se establecieron 4 categorías espectrales (vegetación alta y baja, suelos desnudos e infraestructura) con las cuales se escogieron una serie de muestras (con diferentes tamaños) requeridas por el clasificador. En el caso de la imagen Landsat 8 OLI significó la selección de 20 muestras para vegetación alta (1334 píxeles), 17 para vegetación baja (26 píxeles), 19 para suelos desnudos (124 píxeles) y 20 para Infraestructura (13 píxeles) y en la imagen Sentinel-2, implicó la selección de 32 muestras para vegetación alta (14237 píxeles), 51 para vegetación baja (3806 píxeles), 46 para suelos desnudos (2970 píxeles) y 30 para infraestructura (228 píxeles). Dichas muestras fueron escogidas con apoyo de la imagen de muy alta resolución (Digital Globe) para evitar incorrectas selecciones.

Elaboradas las CSMV, estas fueron actualizadas con la vialidad (OSM) y evaluadas sus precisiones mediante procesos de control de exactitud temática, para corroborar el grado de conformidad de cada categoría respecto a la verdad-terreno ⁽⁷³⁾, estas se fundamentaron en el uso de la imagen Digital Globe y en la generación de unidades de muestreo independientes que representaron entre el 5% y 10% del área mapeada, considerando para ello las

proporciones de cada una de las coberturas, a fin de que fueran directamente comparables ⁽⁷⁴⁾.

Estas muestras fueron seleccionadas tomando en consideración el criterio de Olofsson *et al.* ⁽⁷⁵⁾, es decir, por medio de consulta a un experto en interpretación de imágenes de percepción remota, quien no participó en la elaboración del mapa. Posteriormente se estimaron las exactitudes en las CSMV a través de matrices de confusión ejecutadas en el software libre System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) versión 7.8.2, que permitieron visualizarlas, estas entendidas como los resúmenes de los acuerdos y desacuerdos entre las categorías de los mapas y del terreno ⁽¹¹⁾, definidos como errores de omisión, comisión, precisión global (11-76) y el estadístico K (Kappa) ⁽⁷⁷⁾. El primero entendido como los elementos que sin pertenecer a una categoría aparecen en ella; el segundo, como los elementos que pertenecen a una categoría no aparecen en ella por estar erróneamente incluidos en otra y el tercero, que señala el número de unidades clasificadas correctamente, sobre el número total de unidades estimadas ⁽⁷⁸⁾, considerando para ello los valores límites establecidos (80 — 100%) por los científicos para diferenciar las categorías ⁽⁷⁹⁾. En cuanto al estadístico K ⁽⁷⁷⁾, estudia la proporción total de muestras que coinciden en ambas capas ⁽⁸⁰⁾ y debe presentar valores superiores a 0,61 para que sea aceptable la concordancia de la cartografía generada ⁽⁸¹⁾ y que se expresa con la ecuación siguiente:

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^n m_{i,j} - \sum_{i=1}^n (G_i G_i)}{N^2 - \sum_{i=1}^n (G_i G_i)}$$

Dónde: i es el número de categorías; N es el número total de píxeles clasificados y comparados con la verdad terreno; $m_{i,j}$ es el número de píxeles que perteneciendo a la clase verdad terreno i , han sido también clasificados con una clase i (valores encontrados a lo largo de la diagonal de la matriz de confusión); C_i es el número total de píxeles clasificados pertenecientes a la clase i . G_i es el número de píxeles verdad-terreno pertenecientes a la clase i ⁽⁸²⁾.

Las técnicas de percepción remota desarrollados fueron: índices de vegetación basados en pendiente y distancia e índices de suelos (Tabla 2) y otros como análisis de componentes principales (ACP) ⁽⁸³⁾, análisis de mezclas espectrales (ALME) ⁽⁸⁴⁾, Índice de Proporción de Pigmentos de Clorofila Normalizado (NPCRI) ^(85, 86), Índice de Sombras (SI) ⁽⁸⁷⁾ y Tasseled Cap Brillo (Brillo) ⁽⁸⁸⁾ con los coeficientes derivados por Baig ⁽⁸⁹⁾ para Landsat 8 OLI (Ecuación 4) y por Shi y Xu ⁽⁹⁰⁾ para Sentinel-2 (Ecuación 5). Para calcular el Tasselled Cap

Brillo S2, las bandas 11 y 12 (SWIR 1 y 2) con resolución espacial de 20 m fueron remuestreadas a 10 m por el método de interpolación bilineal (en ND).

$$\text{Brillo L8} = b2 \times 0,3029 + b3 \times 0,2786 + b4 \times 0,4733 + b5 \times 0,5599 + b6 \times 0,508 + b7 \times 0,1872 \quad (4)$$

$$\text{Brillo S2} = b2 \times 0,3510 + b3 \times 0,3813 + b4 \times 0,3437 + b8 \times 0,7196 + b11 \times 0,2396 + b12 \times 0,1949 \quad (5)$$

Tabla V. 2. Índices aplicados

Autor	Índice de Vegetación (Basado en pendiente)
Jordan ⁽⁹¹⁾	$DVI = IRC - R$
Pearson y Miller ⁽⁹²⁾	$RVI = R / IRC$
Rouse <i>et al.</i> ⁽⁹³⁾	$NDVI = \frac{IRC - R}{IRC + R}$
Baret y Guyot ⁽⁹⁴⁾	$NRVI = \frac{RVI - 1}{RVI + 1}$
Deering <i>et al.</i> ⁽⁹⁵⁾	$TVI = \sqrt{NDVI}$
Thiam ⁽⁹⁶⁾	$TTVI = \sqrt{ABS \ NDVI + 0,5}$
Perry y Lautenschlager ⁽⁹⁷⁾	$CTVI = \frac{NDVI + 0,5}{ABS(NDVI + 0,5)} x \sqrt{ABS(NDVI + 0,5)}$
Huete ⁽⁹⁸⁾	$SAVI = \frac{IRC - R}{IRC + R} 1 + L$
Autor	Índice de Vegetación (Basado en distancia)
Richardson y Wiegand ⁽⁹⁹⁾ reescrito por Jackson <i>et al.</i> ⁽¹⁰⁰⁾	$PVI_0 = \left(\frac{IRC - a \cdot R - b}{\sqrt{a^2 + 1}} \right)$
Perry y Lautenschlager ⁽⁹⁷⁾	$PVI_1 = \frac{b \cdot IRC - R + a}{\sqrt{b^2 + 1}}$
Walther y Shabaani ⁽¹⁰¹⁾	$PVI_2 = \frac{(IRC - a)(R + b)}{\sqrt{a^2 + 1}}$
Qi <i>et al.</i> ⁽¹⁰²⁾	$PVI_3 = a \cdot IRC - b \cdot R$
Baret y Guyot ⁽⁹⁴⁾	$ATSAVI = \frac{a \cdot IRC - a \cdot R - b}{(a \cdot IRC + R - a \cdot b + 0,08 (1 + a^2))}$
Autor	Índice de suelo
Nganfdam <i>et al.</i> ⁽¹⁵⁾	$NDBSI = \frac{Swir1 - IRC}{Swir1 + IRC} + 0,001$
Celik ⁽¹⁰³⁾	$BSI = \frac{(R + Swir \ 1) - (NIR + A)}{(R + Swir \ 1) + (NIR + A)}$
Zhao y Chen ⁽¹⁰⁴⁾	$NDBaI2 = \frac{Swir1 - Tirs1}{Swir1 + Tirs1}$
Autor	Otros índices
Peñuelas <i>et al.</i> ^(85, 86)	$NPCRI = \frac{R - A}{R + A}$
Rikimaru <i>et al.</i> ⁽⁸⁷⁾	$SI = [(1 - R) * (1 - V) * (1 - A)]^{1/3}$

DVI: Difference Vegetation Index; RVI: Ratio Vegetation Index; NDVI: Normalized Diferential Vegetation Index; NRVI: Normalized Ratio Vegetation Index; TVI: Transformed Vegetation Index; TTVI: Thiam's Transformed Vegetation Index; CTVI: Corrected Transformed Vegetation Index; SAVI: Soil-Adjusted Vegetation Index; PVI: Perpendicular Vegetation Index; ATSAVI: Adjusted Transformed Soil-Adjusted Vegetation Index; NDBSI: Normalized Difference Bare Soil Index; BSI: Bare Soil Index; NDBaI2: Normalized Difference Bareness Index; NPCRI: Normalized Pigment Chlorophyll Ratio Index; SI: Shadow Index.

Posteriormente, se realizaron análisis de regresiones lineales para determinar el grado de dependencia existente entre dos variables ⁽¹⁰⁵⁾. Para ello, se consideró la distancia espectral euclidiana de suelos desnudos como independiente (x) y cada técnica como dependiente (y). Pruebas de correlación fueron calculadas para mostrar el nivel de la relación lineal. Finalmente, todos los valores de *P* generados fueron menores a 0,001, sabiendo que *P* menores a 0,05 debían ser considerados en el análisis.

Los mapas resultantes de EAER (elaborados con el software QGIS 3.34.8 'Prizren'), presentan tres categorías: i) áreas erosionadas (Ae), entendidas como aquellas que no presentan vegetación y denotan erosión activa, ii) áreas en riesgo (Re), aquellas que poseen poca vegetación y que están propensas a la erosión y iii) sin erosión (Se), áreas que presentan buena cobertura vegetal y que protegen «aparentemente» de la erosividad de la lluvia.

Obtenidos los resultados, fueron comparados a través de dos estrategias: la primera a partir de la selección de 20 muestras puntuales en la imagen Landsat 8 OLI y Sentinel-2, corroboradas con la imagen Digital Globe (de mayor resolución), para evaluar el performance de las metodologías EAER, asociados a valores de RPEH, como una manera de establecer una evaluación rápida en el área. La segunda, se estableció con la comparación de las áreas obtenidas por los métodos, dado que la resolución espacial de Landsat 8 OLI tiene series limitaciones en áreas muy heterogéneas con alta fragmentación espacial, a diferencia de la imagen Sentinel-2 que, con una mayor resolución provee una solución a estas limitaciones ⁽¹⁰⁶⁾.

Resultados

Riesgo Potencial de Erosión Hídrica (RPEH)

El desarrollo de los factores (Figura 3), permitió definir un factor clima C, comprendido entre 70,47 y 96,57 (Figura 3a). El factor suelo S fue estimado a través del subfactor textura *St* (Figura 3b) como fina (0,1), media (0,3) y gruesa (0,2) y en términos del subfactor erosionabilidad *Se*, calificado como ligera (0,5) (Figura 3c y Tabla 3). El factor topografía T está comprendido entre 0,35 y 11 (figura 3d). Definidas las variables, fueron multiplicadas en un algebra de mapas para obtener RPEH y luego reclasificado para establecer clases de degradación (Figura 4), obteniéndose “Ninguna a ligera” en 396,92 ha (5,85%), “Moderada” en 1920,16 ha (28,32%), “Alta” en 4147,41 ha (61,17%) y “Muy alta” con 316,13 ha (4,66%).

Tabla V. 3. Procesamiento de sub-factores de Suelo

Textura del suelo	Subfactor <i>St</i>		Subfactor <i>Se</i>	
	Textura clases ¹ (66)	Valoración textural clases ² (54)	K valores ³ (67)	Valoración erosionabilidad clases ⁴ (54)
Arenoso franco	Gruesa	0,2	0,008	Ligera (0,5)
arcilloso	Fina	0,1	0,008	Ligera (0,5)
Franco	Media	0,3	0,017	Ligera (0,5)
Franco arenoso	Gruesa	0,2	0,008	Ligera (0,5)
Franco arcilloso	Fina	0,1	0,013	Ligera (0,5)

¹ Clases texturales: Gruesa: <18% y arcilla >65% arena; media: <35% arcilla y < 65% arena 0 < 18% arcilla y <82% arena; fina: >35% arcilla

² Clasificación *St*: Gruesa: 0,2; media: 0,3; Fina: 0,1; Fase Pedregosa: 0,5

³ K-valores: light: <0,03; Moderada: 0,03-0,06; Alta: 0,06 >.

⁴ Valoración *Se*: Ligera: 0,5; moderada: 1,0; Alta: 2,0.

Fuente: Autores (muestras de suelo recolectadas para este estudio y procesadas por el laboratorio Bioambiental UNET).

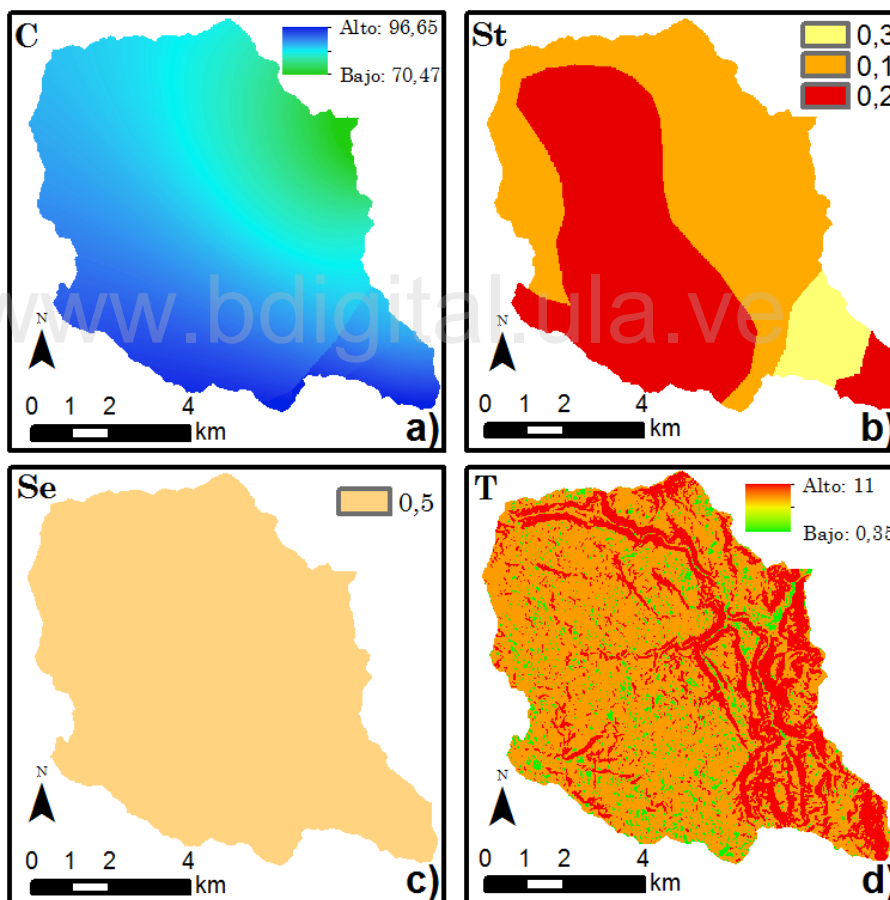


Figura V. 3. Factores y subfactores de RPEH donde a) factor C b) subfactor *St* c) subfactor *Se* y d) Factor T (Elaboración propia).

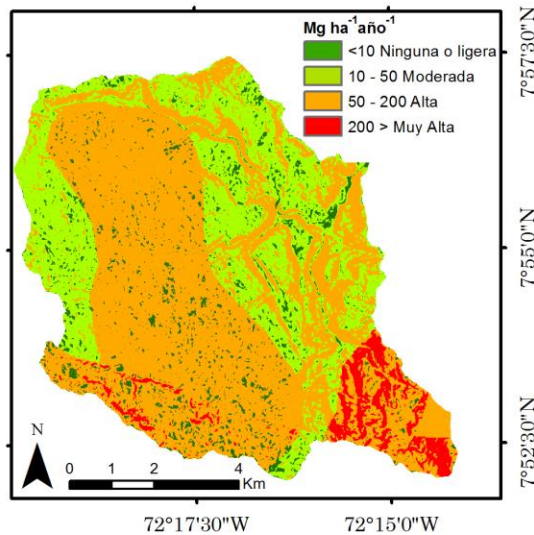


Figura V. 4. Mapa de riesgo de erosión de suelos (Elaboración propia)

Clasificación supervisada de máxima verosimilitud (CSMV)

Se establecieron 5 categorías para ambas imágenes: vialidad, vegetación alta, vegetación baja, suelos desnudos (incluye afloramientos rocosos) e infraestructura (Figura 5), extrayéndose sus áreas (Tabla 4). El mapa obtenido a partir de la clasificación de la imagen Landsat 8 OLI tuvo una precisión global de 91,43% e índice Kappa de 0,82 (Figura 5a). Por su parte, la clasificación de la imagen Sentinel-2 obtuvo una precisión global de 95,67% y un índice de Kappa de 0,90 (Figura 5b).

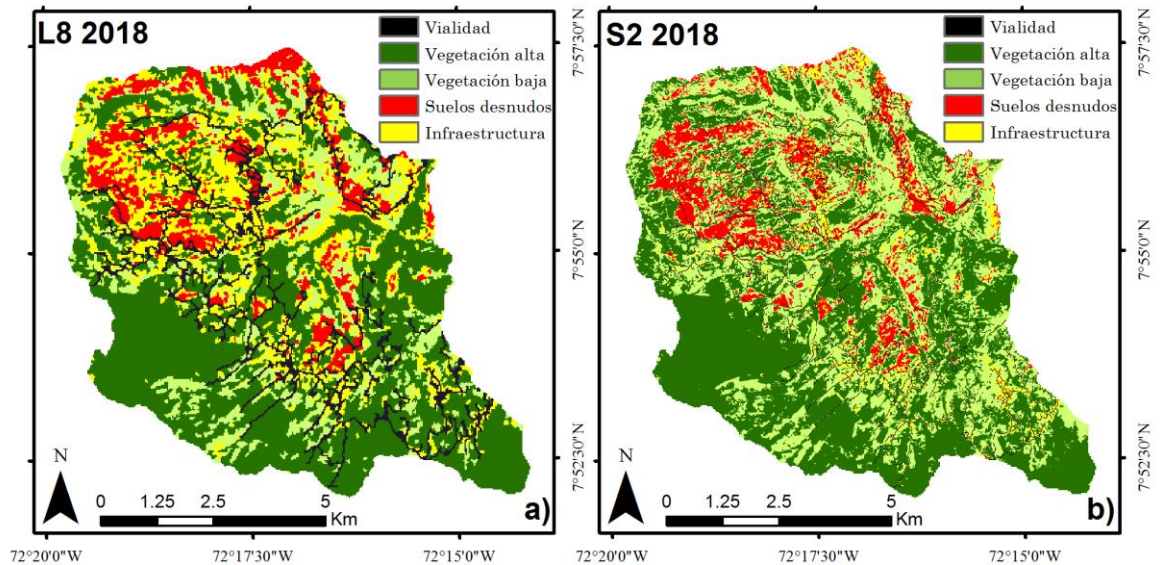


Figura V. 5. a) CSMV Landsat 8; b) CSMV Sentinel 2 (Elaboración propia).

Tabla V. 4. Área en hectáreas y porcentajes de CSMV para las imágenes L8 y S2 2018.

CLASE	Parada L8		Parada S2	
	Área (ha)	Porcentaje (%)	Área (ha)	Porcentaje (%)
Vialidad	592,38	8,73	206,58	3,04
Vegetación alta	3 062,88	45,12	3 209,24	47,27
Vegetación baja	1 011,33	14,90	2 453,78	36,15
Suelos desnudos	678,15	9,99	681,62	10,04
Infraestructura	1 443,87	21,27	237,39	3,50

Validación de CSMV Landsat 8 OLI

El análisis de la diagonal de la matriz de confusión arrojó como resultados que la vegetación alta tuvo un acierto de 99,67% (2141 píxeles – 192,69 ha), vegetación baja 58,69% (341 píxeles – 30,69 ha), suelos desnudos 95,14% (372 píxeles – 33,48 ha) e infraestructura 88,24% (30 píxeles – 2,70 ha) (Tabla 5).

En cuanto a los totales de las columnas, que expresan las clases que no se adecuaron a las muestras verdad – terreno, se obtuvo que el área de infraestructura fue de 34 píxeles (3,06 ha), de las cuales hubo un acuerdo de 88,24% (30 píxeles – 2,70 ha) y una subestimación de 11,76% (4 píxeles – 0,36 ha), que se confundieron con los suelos desnudos. De igual manera, el área estimada de suelos desnudos, en función de los datos de verdad – terreno fue de 391 píxeles (35,19 ha) de las cuales hubo una concordancia con las muestras de 95,14% (372 píxeles – 33,48 ha) y una subestimación de 4,86% (19 píxeles – 1,71 ha) resultado de la confusión con infraestructura (Tabla 5).

Respecto a la vegetación baja, partiendo de los datos de verdad – terreno, fue de 581 píxeles (52,29 ha), de los cuales hubo un acuerdo de 58,69% (341 píxeles – 30,69 ha) y una subestimación de 21,51 % (125 píxeles – 11,25 ha), 13,25% (77 píxeles – 76,93 ha) y 6,54% (38 píxeles – 3,42%), confundidas con las clases infraestructura, suelos desnudos y vegetación alta, correspondientemente. Finalmente, las muestras de la clase vegetación alta tuvieron un acuerdo de 99,67% (2148 píxeles – 193,32 ha) y una subestimación de 0,33% (7 píxeles – 0,63 ha) resultado de la confusión con infraestructura (Tabla 5).

Tabla V. 5. Matriz de confusión en píxeles y hectáreas en paréntesis Landsat 8 OLI.

		Áreas de entrenamiento				
Clase		Inf.	Sd	Va	Vb	Total
Clasificación supervisada	Inf	30 (2,70)	19 (1,71)	7 (0,63)	125 (11,25)	181
	Sd	4 (0,36)	372 (33,48)	0 (0,0)	77 (6,93)	453
	Va	0 (0,0)	0 (0,0)	2141 (192,69)	38 (3,42)	2179
	Vb	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	341 (30,69)	341
	Total	34 (3,06)	391 (35,19)	2148 (193,32)	581 (52,29)	

Tabla V. 6. Matriz de confusión en píxeles Landsat 8 OLI.

Clase	Suma Referencia	% precisión del Productor (Omisión)	Suma Clasificada	% Precisión del usuario (Comisión)
Inf	34	88,23	181	16,57
Sd	391	95,15	453	82,12
Va	2148	99,67	2179	98,25
Vb	581	58,69	341	100

Por otro lado, se puede comentar que la clase infraestructura, fue las que reportó el mayor error del usuario (comisión), debido a que se incorporaron mayores áreas en estas clases (16,57%). De modo similar, ocurrió para los errores del productor (omisión), donde vegetación baja, reportó el mayor error, debido a que se incluyó esta clase en otras categorías, cuando no era cierta (58,69%) (Tabla 6).

Validación de CSMV Imagen Sentinel-2

El análisis de la diagonal de la matriz de confusión arrojó como resultados que la vegetación alta tuvo un acierto de 99,80% (19298 píxeles – 192,98 ha), vegetación baja 90,20% (4611 píxeles – 46,11 ha), suelos desnudos 82,89% (2935 píxeles – 29,35 ha) e infraestructura 71,32% (194 píxeles – 1,94 ha) (Tabla 7).

En cuanto a los totales de las columnas, que expresan las clases que no se adecuaron a las muestras verdad – terreno, se obtuvo que el área de vegetación alta fue de 19336 píxeles (193,36 ha), de las cuales hubo un acuerdo de 99,80% (19298 píxeles – 192,98 ha) y una subestimación de 0,01% (1 píxeles – 0,01 ha) y 0,19% (37 píxeles – 0,37 ha), que se confundieron con las clases suelos desnudos y vegetación baja, respectivamente. De igual manera, el área estimada de vegetación baja, en función de los datos de verdad – terreno fue

de 5112 píxeles (46,11 ha) de las cuales hubo una concordancia con las muestras de 90,20% (4611 píxeles – 46,11 ha) y una subestimación de 1,58% (81 píxeles – 0,81 ha), 1,98% (101 píxeles – 1,01 ha) y 6,24% (319 píxeles – 3,19 ha) resultado de la confusión con la infraestructura, suelos desnudos y vegetación alta, respectivamente (Tabla 7).

Respecto a la clase suelos desnudos, partiendo de los datos de verdad – terreno, fue de 3541 píxeles (35,41 ha), de los cuales hubo un acuerdo de 82,89% (2935 píxeles – 29,35 ha) y una subestimación de 15,45% (547 píxeles – 5,47 ha) y 1,67% (59 píxel – 0,59 ha), confundidas con la infraestructura y vegetación baja, correspondientemente. Finalmente, la clase infraestructura, conforme a la verdad terreno, 272 píxeles (2,72 ha), presentó un acuerdo de 71,32% (194 píxeles – 1,94 ha) y un 16,18% (44 píxeles – 0,44 ha), 0,37% (1 píxel – 0,01 ha) y 12,13% (33 píxeles – 0,33 ha) de confusión con la clase suelos desnudos, vegetación alta y baja, respectivamente (Tabla 7).

Tabla V. 7. Matriz de confusión en píxeles y hectáreas en paréntesis Sentinel-2.

		Áreas de entrenamiento				
Clase		Inf	Sd	Va	Vb	Total
Clasificación supervisada	Inf	194 (1,94)	547 (5,47)	0 (0,0)	81 (0,81)	822
	Sd	44 (0,44)	2935 (29,35)	1 (0,01)	101 (1,01)	3081
	Va	1 (0,01)	0 (0,0)	19298 (192,98)	319 (3,19)	19618
	Vb	33 (0,33)	59 (0,59)	37 (0,37)	4611 (46,11)	4740
	Total	272 (2,72)	3541 (35,41)	19336 (193,36)	5112 (51,12)	

Tabla V. 8. Matriz de confusión en píxeles Sentinel-2.

Clase	Suma Referencia	% precisión del Productor (Omisión)	Suma Clasificada	% Precisión del usuario (Comisión)
Inf	272	71,32	822	23,60
Sd	3541	82,89	3081	95,26
Va	19336	99,80	19618	98,37
Vb	5112	90,20	4740	97,28

Por otro lado, se puede comentar que la clase infraestructura, fue la que reportó el mayor error del usuario (comisión), debido a que se incorporaron mayores áreas en estas clases (23,60%). De igual modo, esta misma clase presentó un error del productor (omisión) elevado en comparación al resto de clases, debido a que se incluyó esta clase en otras categorías, cuando no era cierta (71,32%) (Tabla 8).

EAER1

La aplicación de los umbrales 0,9 y 0,8 para definir las cartografías EAER1 basados en distancias espectrales euclidianas arrojaron resultados poco satisfactorios (excesivas inclusiones de píxeles como áreas erosionadas o en riesgo), debido principalmente a las diferentes distribuciones y rangos de los valores de las imágenes y, por tanto, de las 100 muestras seleccionadas en la construcción de las curvas ROC (Tabla 9). A modo de ilustración, un valor mínimo de 0,02583 para el caso de S2, constituye un valor considerablemente más bajo al mínimo presentado por L8, por cuanto la fijación del umbral 0,8 (0,1115) obtenido para esta imagen, lo situaría muy cerca del rango mínimo, en contraste a lo que sucedería con el umbral 0,8 (0,1345) en S2, el cual sí se halla más alejado de su valor mínimo. Igual análisis se puede plantear con los umbrales 0,9. Dichos resultados conllevaron al replanteo de los umbrales, esta vez definidos a partir de umbrales que reflejaron una mayor sensibilidad (puntos de corte más próximos a 1).

Tabla V. 9. Estadísticas descriptivas de las 100 muestras ROC para cada una de las imágenes

Imagen	Mínimo	Máximo	Media	Des. estándar
L8	0,01060	0,22019	0,11723	0,03741
S2	0,02583	0,25836	0,18706	0,05698

Los umbrales replanteados 0,8 (U1r) y 0,75 (U2r) a partir de la curva ROC para la imagen L8 (Figura 6a), indicaron 0,1115 y 0,1002 de distancia espectral, permitiendo así una buena capacidad para clasificar correctamente píxeles positivos (suelos desnudos). Ambos representan un balance entre sensibilidad y especificidad, es decir un acercamiento al más ideal (área bajo la curva - ABC= 100%), que permitieron generar el mapa (Fig. 6b), arrojando como resultados: “áreas erosionadas” (2 068,91 ha), “riesgo de erosión” (239,67 ha) y “sin erosión” (3 886,65 ha). En lo que respecta a los nuevos umbrales de la curva ROC para S2 (Figura 6a), se definieron los valores 0,9 (U1r) y 0,85 (U2r), que indicaron 0,1839 y 0,1462 de distancia espectral, constituyendo también una buena clasificación de los píxeles positivos. En este caso ambos representan también un balance entre sensibilidad y especificidad, es decir un acercamiento al más ideal, que permitieron generar el mapa (Fig. 6c), arrojando como resultados: “áreas erosionadas” (1 240,13 ha), “riesgo de erosión” (917,43 ha) y “sin erosión” (4 424,47 ha). Las ABC, fueron de 79,8% para L8 y de 97,4% para S2.

El cruce CSMV–EAER1 procedente de L8, señaló que las “áreas erosionadas” coincidieron en 642,24 ha con suelos desnudos, de igual modo, esta categoría interceptó a vegetación alta en 34,65 ha, a baja en 466,20 ha y a infraestructura en 926,82 ha. Por su parte, la clase riesgo de erosión interceptó, principalmente, a vegetación baja con 109,80 ha, a suelos desnudos con 2,70 ha, a infraestructura con 69,93 ha y a vegetación alta con 57,24 ha. En cuanto a las clases sin riesgo (asumiéndose solo las áreas con vegetación), se hallaron 3 406,32 ha; 33,21 ha fueron intersectadas con suelos desnudos y 447,12 ha con infraestructuras (Tabla 10).

De igual modo, el cruce CSMV–EAER1 derivado de S2, indicó que las “áreas erosionadas” coincidieron en 635,44 con suelos desnudos, de igual modo, esta categoría interceptó a vegetación alta en 3,23 ha, a baja en 387,52 ha y a infraestructura en 214,18 ha. Por su parte, la clase riesgo de erosión interceptó, principalmente, a vegetación baja con 877,52 ha, a suelos desnudos con 29,17 ha, a infraestructura con 9,68 ha y a vegetación alta con 1,06 ha. Finalmente, en cuanto al total de áreas sin riesgo (asumiéndose solo las áreas con vegetación), se hallaron 4393,93 ha; solo 17,01 ha fueron intersectadas con suelos desnudos (0,38%) y otras 13,53 ha (0,33%) con infraestructuras (Tabla 10).

En otro orden de ideas, la inclusión de vialidad, obtenida de OSM, ayudó a precisar aún más el mapa EAER 1 para S2, en este caso precisando 206,58 ha de esta clase para toda la cartografía, que hubieran sido clasificadas en las clases restantes, también en contraste a las 592,38 ha obtenidas en L8.

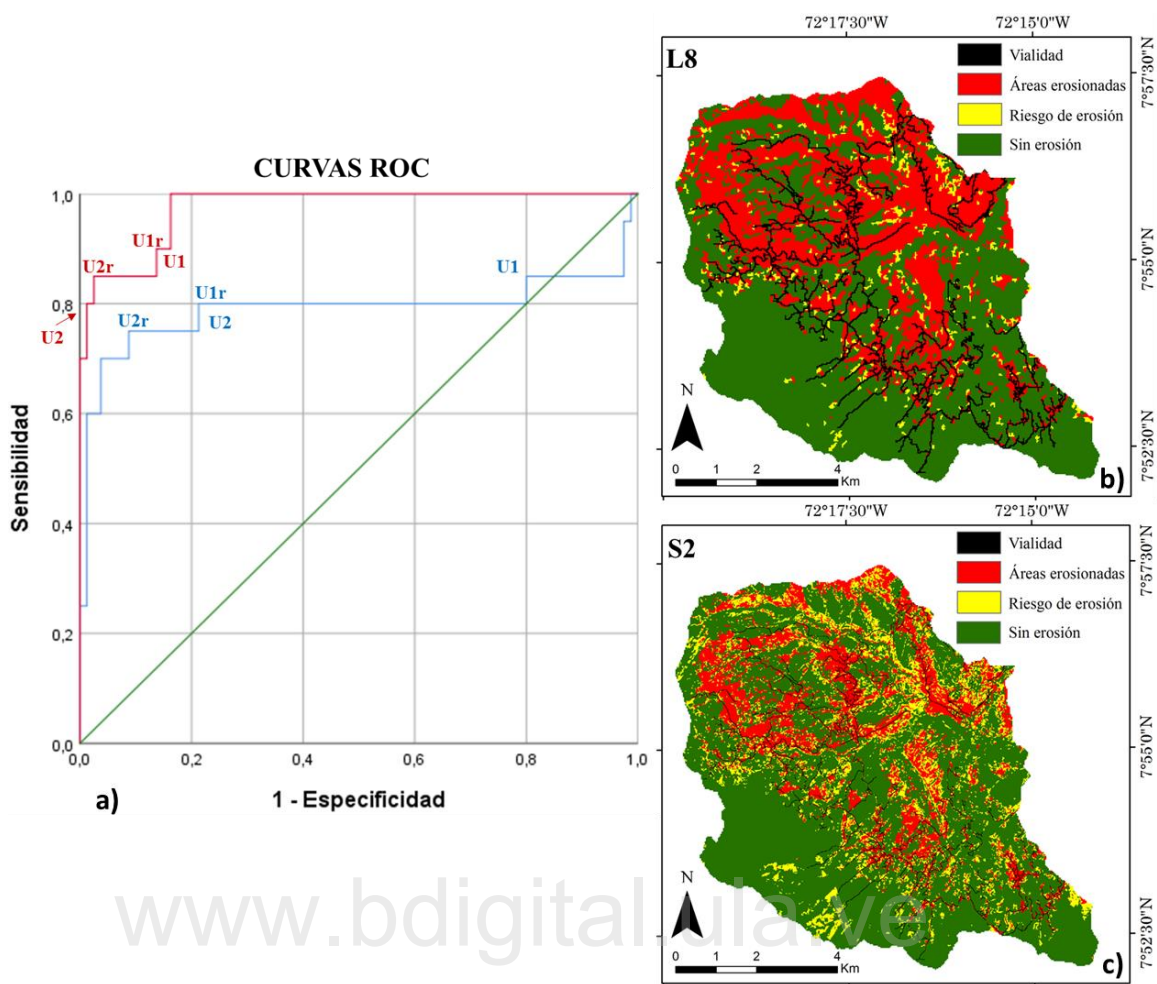


Figura V. 6. a): curvas ROC (U1 y U2= umbrales 0,9 y 0,8; U2r y U1r: umbrales replanteados); b): EAER 1 Landsat 8; c) EAER 1 Sentinel 2 (Elaboración propia).

Tabla V. 10. Tabulaciones cruzadas CSMV–EAER1 en hectáreas (Elaboración propia)

		EAER1			
		Vialidad	Áreas erosionadas	Riesgo Erosión	Sin Riesgo
Clasificación supervisada Landsat 8	Vialidad	592,38	0,00	0,00	0,00
	Vegetación alta	0,00	34,65	57,24	2 970,99
	Vegetación baja	0,00	466,20	109,80	435,33
	Suelos desnudos	0,00	642,24	2,70	33,21
	Infraestructura	0,00	926,82	69,93	447,12
Clasificación supervisada Sentinel 2	Vialidad	206,58	0,00	0,00	0,00
	Vegetación alta	0,00	3,23	1,06	3 209,24
	Vegetación baja	0,00	387,28	877,52	1 188,98
	Suelos desnudos	0,00	635,44	29,17	17,01
	Infraestructura	0,00	214,18	9,68	13,53

EAER2

Derivados los productos por técnicas de percepción remota, se desarrollaron las regresiones lineales. En el caso de L8, el análisis arrojó que el valor de pendiente fue diferente a 0 en todos los casos, es decir que, existe dependencia entre las variables. Bajo este criterio, PVI₀ es el más dependiente (5,62) al presentar la línea más inclinada, con dependencia de tipo directa (positiva), resultado seguido por NDVI (4,38) y ATSAVI (2,82) (Tabla 11).

Estableciendo el análisis solo en coeficientes de correlación (R), los mayores resultados fueron definidos por NDVI (0,800), seguido muy de cerca por el grupo de TTVI, CTVI y TVI cada uno con 0,786. NDBSI presentó -0,808 es decir, el peor coeficiente. Los resultados restantes presentaron correlaciones negativas. En cuanto al R², se encontró que NDBSI presentó el mejor valor con 0,653 seguido de NDVI y NRVI, ambos con 0,640. PVI₂ arrojó el peor R² (0,042).

Entre todas las técnicas realizadas, NDBSI es el que está más fuertemente determinado por la distancia espectral euclidiana del suelo con un R² de 0,653; sin embargo, también mostró la más alta correlación negativa con -0,808. Igual situación fue presentada por NRVI. De modo contrario, la técnica que presentó el mejor R² fue NDVI con 0,640, al presentar una correlación positiva (la más alta) de 0,800, lo que la convierte en la alternativa EAER2 para L8.

Posteriormente, se elaboró a partir de 100 muestras de valores de NDVI la curva ROC. Los umbrales 0,9 (U1) y 0,8 (U2) indicaron 0,3162 y 0,2646 de NDVI, respectivamente. Ambos umbrales representaron un buen balance entre sensibilidad y especificidad, es decir un acercamiento al más ideal (ABC= 100%), que permitieron generar el mapa (Figura 7b), arrojando como resultados: “áreas erosionadas” (321,48 ha), “riesgo de erosión” (47,61 ha) y “sin erosión” (5827,14 ha). Las ABC para L8 y S2 fueron de 100%.

El cruce CSMV–EAER2 procedente de L8, señaló que la superficie ocupada por “áreas erosionadas” coincidió en 291,60 ha con suelos desnudos e interceptó a infraestructura en 29,88 ha (no hubo intercepciones con vegetación). Por su parte “riesgo de erosión”, interceptó a vegetación baja con 0,18 ha, a suelos desnudos con 43,56 ha, y a infraestructura con 3,87 ha. Finalmente, las áreas sin riesgo de erosión sumaron 4 074,03 ha, solo 342,99 ha fueron intersectadas con suelos desnudos y 1 410,12 ha con infraestructuras (Tabla 13).

Tabla V. 11. Regresiones lineales Landsat 8.

PDI	R	R²	Ecuación
Suma ACP	0,785	0,616	y= -0,29 + 2,38X
SAVI	0,706	0,499	y = 0,12 + 2,27X
NDVI	0,800	0,640	y = 0,18 + 4,38X
TTVI	0,786	0,618	y = 0,84 + 2,12X
CTVI	0,786	0,618	y = 0,84 + 2,12X
ACP₁	0,689	0,475	y = -0,19 - 1,84X
TVI	0,786	0,618	y = 0,84 + 2,12X
ACP₂	0,524	0,275	y = -0,12 +0,8X
PVI₁	0,670	0,449	y = 0,1 + 0,87X
NPCRI	-0,640	0,410	y = 0,37 - 1,7X
ACP₃	-0,462	0,213	y = 0,03 - 0,27X
PVI₃	0,756	0,571	y = -0,1 + 0,7X
DVI	0,639	0,409	y = 0,0 + 1,2X
PVI₀	0,674	0,455	y = 0,49 + 5,62X
PVI₂	0,205	0,042	y = 0,1 + 0,26X
RVI	-0,757	0,573	y = 0,62 -3,59x
Tasseled Cap	-0,552	0,304	y = -0,44 - 1,25X
NRVI	-0,800	0,640	y = -0,18 - 4,38X
SI	0,715	0,511	Y = 0,89 + 0,55X
NDBSI	-0,808	0,653	y = 0,25 - 4,05X
ALME	-0,334	0,112	y = 0,99 - 7,88X
ATSAVI	0,664	0,440	y = -0,03 + 2,82X
BSI	-0,786	0,617	y = 0,49 -13X
NDBIa2	-0,735	0,541	y = 4,6E4 - 7,02E4X

y = variable dependiente; x = variable independiente.

En lo que respecta al análisis de la regresión lineal con los productos derivados de S2, el análisis arrojó que el valor de pendiente fue diferente a 0 en todos los casos, es decir que, existe dependencia entre las variables. Bajo este criterio, NDBSI es el más dependiente (83,72) al presentar la línea más inclinada, con dependencia de tipo directa (positiva), resultado seguido por NDVI (3,81) y SAVI (1,92) (Tabla 12).

Estableciendo el análisis solo en coeficientes de correlación (R), los mayores resultados fueron definidos por NDVI (0,840), seguido muy de cerca por el grupo de TTVI (0,836), CTVI (0,834), PVI₃ (0,829) y SI (0,829). Otras técnicas de PDI que presentaron altas correlaciones fueron PVI₀ (0,721), PVI₁ (0,719) y SAVI (0,697) respectivamente. En el mismo orden de ideas, índices como ACP₃, NDBSI, DVI Y ATSAVI presentaron

correlaciones inferiores a 0,653. NRVI presentó -0,840 es decir, el peor coeficiente. Los resultados restantes presentaron correlaciones negativas.

En cuanto al valor de los R^2 , se encontró que NDVI Y NRVI presentaron los mejores valores con 0,705 seguido de TTVI y CTVI con 0,699 y 0,695 respectivamente. TVI arrojó el peor R^2 (0,021).

Entre todos los procesamientos digitales realizados, el NDVI es el que está más fuertemente determinado por la distancia espectral euclidiana del suelo con el coeficiente de determinación de 0,705, y la más alta correlación positiva con 0,840, lo que la convierte en la segunda alternativa para la cartografía EAER para S2 (Figura 7c).

Posteriormente, se elaboró a partir de 100 muestras de valores de NDVI la curva ROC. Los umbrales 0,9 (U1) y 0,8 (U2) indicaron 0,3864 y 0,2377 de NDVI, respectivamente. Ambos umbrales representaron un buen balance entre sensibilidad y especificidad, es decir un acercamiento al más ideal (100%), que permitieron generar el mapa (Figura 7, inferior), arrojando como resultados: “áreas erosionadas” (495,80 ha), “riesgo de erosión” (379,99 ha) y “sin erosión” (5706,61 ha).

El cruce CSMV-EAER2 procedente de Sentinel-2, señaló que la superficie ocupada por “áreas erosionadas” coincidió en 403,85 ha con suelos desnudos e interceptó a infraestructura en 80,21 ha, a vegetación alta en 0,09 ha y a vegetación baja en 11,65 ha. Por su parte “riesgo de erosión”, interceptó a vegetación alta con 0,21 ha, a baja en 106,68 ha, a suelos desnudos con 222,30 ha, y a infraestructura con 50,80 ha. Finalmente, las áreas sin riesgo de erosión sumaron 5544,39 ha, solo 55,47 ha fueron intersectadas con suelos desnudos y 106,38 ha y con infraestructuras (Tabla 13).

Tabla V. 12. Regresiones lineales Sentinel 2.

PDI	R	R²	Ecuación
Suma ACP	-0,762	0,580	y= 0,22 - 1,3X
SAVI	0,697	0,485	y = 0,03 + 1,92X
NDVI	0,840	0,705	y = 0,02 + 3,81X
TTVI	0,836	0,699	y = 0,73 + 1,89X
CTVI	0,834	0,695	y = 0,73 + 1,89X
ACP₁	-0,789	0,623	y = 0,21 - 1,04X
TVI	-0,005	2,104E-5	y = 1,7 - 5,66X
ACP₂	-0,307	0,094	y = 0,04 - 0,39X
PVI₁	0,719	0,518	y = 0,06 + 0,79X
NPCRI	-0,199	0,039	y = 0,31 - 0,31X
ACP₃	0,653	0,426	y = -0,02 + 0,12X
PVI₃	0,829	0,687	y = -0,09 + 0,52X
DVI	0,596	0,356	y = 0,03 + 0,98X
PVI₀	0,721	0,521	y = 0,11 + 1,55X
PVI₂	-0,008	6,258E-5	y = 0,08 - 6,21E-3X
RVI	-0,816	0,666	y = 0,84 - 3,35x
Tasseled Cap	-0,600	0,360	y = 4,92E3 - 9,55E3X
NRVI	-0,840	0,705	y = 0,02 - 3,81X
SI	0,829	0,687	Y = 0,84 + 0,62X
NDBSI	0,636	0,405	y = -4,79 + 83,72X
ALME	-0,483	0,233	y = 2,45 - 10,99X
ATSAVI	0,535	0,287	y = -0,08 + 1,76X
BSI	-0,696	0,482	y = 9,4E3 - 2,14E4X

y = variable dependiente; x = variable independiente

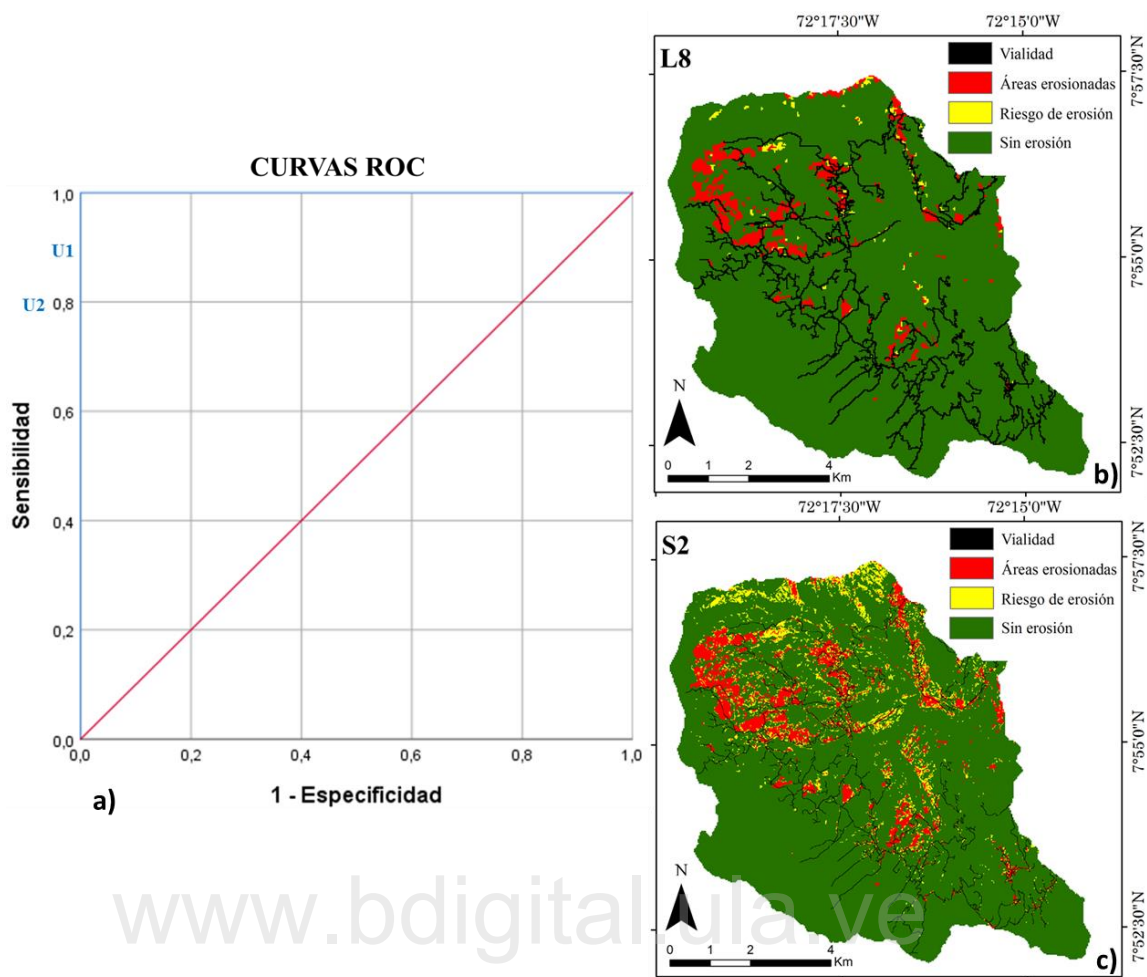


Figura V. 7. a) curvas ROC (U1 y U2= umbrales 0,9 y 0,8; b) EAER 2 Landsat 8; c) EAER 2 Sentinel 2 (Elaboración propia).

Tabla V. 13. Tabulaciones cruzadas CSMV–EAER2 en hectáreas (Elaboración propia)

		EAER2			
		Vialidad	Áreas erosionadas	Riesgo Erosión	Sin Riesgo
Clasificación supervisada Landsat 8	Vialidad	592,38	0,00	0,00	0,00
	Vegetación alta	0,00	0,00	0,00	3 062,88
	Vegetación baja	0,00	0,00	0,18	1 011,15
	Suelos desnudos	0,00	291,60	43,56	342,99
	Infraestructura	0,00	29,88	3,87	1 410,12
Clasificación supervisada Sentinel 2	Vialidad	206,58	0,00	0,00	0,00
	Vegetación alta	0,00	0,09	0,21	3 208,94
	Vegetación baja	0,00	11,65	106,68	2 335,45
	Suelos desnudos	0,00	403,85	222,30	55,47
	Infraestructura	0,00	80,21	50,80	106,38

Con el propósito de entender el RPEH como indicador de sensibilidad a erosión, en primer lugar, se analizaron 20 pixeles de suelos desnudos (muestras) (Figura 8), a partir de la relación de las categorizaciones temáticas definidas en los EAER, la clasificación FAO *et al.* ⁽⁵⁵⁾ y valores de RPEH (Tablas 14 y 15). Es necesario acotar que debido a que las muestras de suelos desnudos y expuestos a erosión fueron identificadas a partir de una imagen de mayor resolución, por tanto, solo deberían ser clasificados como “áreas erosionadas” o “en riesgo” en los EAER (sin erosión, sería una imprecisión generada por el cambio de resolución espacial o definición de umbrales). En segundo lugar, se totalizaron cantidades de posible pérdida de suelo para “áreas erosionadas” y “en riesgo” a fin de evidenciar el enfoque con más pérdidas.

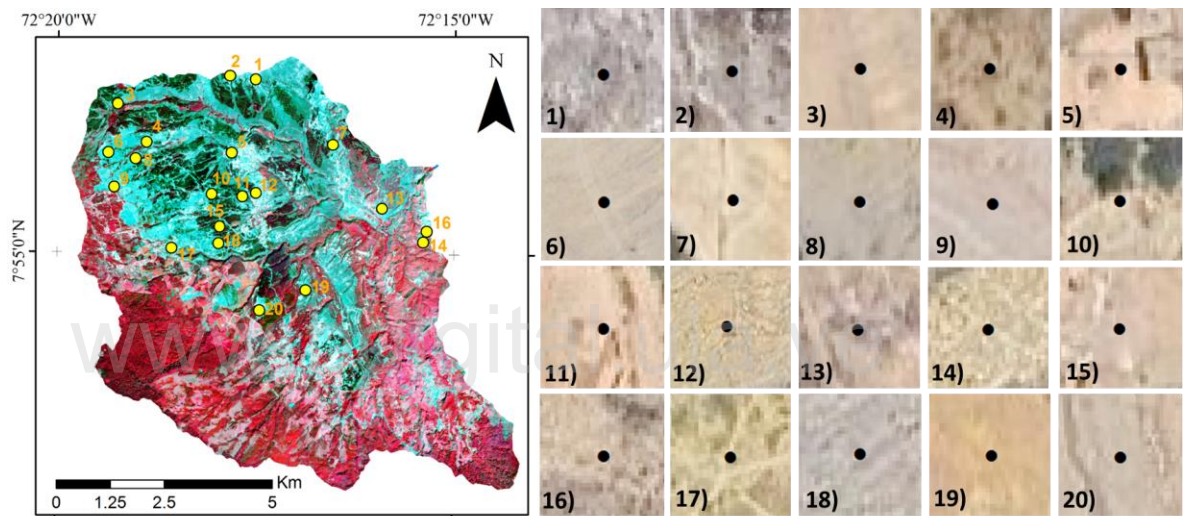


Figura V. 8. Muestras de suelos erosionados ubicados en composición falso color (Elaboración propia)

Tabla V. 14. Comparación de muestras de suelos desnudos con RPEH y los mapas EAER (elaboración propia)

Muestra	Long.	Lat.	Landsat 8		Sentinel 2		RPEH	FAO <i>et al.</i> (⁵⁴)
			EAER1	EAER2	EAER1	EAER2	Mg ha ⁻¹ año ⁻¹	
1	-72,292	7,953	Ae	Ae	Ae	Ae	91,42	Alta
2	-72,297	7,954	Sr	Ae	Ae	Ae	29,31	Moderada
3	-72,321	7,948	Ae	Sr	Ae	Re	94,32	Alta
4	-72,315	7,940	Ae	Ae	Ae	Ae	5,99	Ligera
5	-72,297	7,938	Ae	Ae	Ae	Ae	58,47	Alta
6	-72,323	7,938	Ae	Ae	Ae	Ae	60,43	Alta
7	-72,276	7,939	Ae	Sr	Ae	Ae	27,58	Moderada
8	-72,317	7,936	Ae	Ae	Ae	Ae	189,14	Alta
9	-72,322	7,930	Ae	Ae	Ae	Ae	30,36	Moderada
10	-72,301	7,929	Ae	Ae	Ae	Ae	59,28	Alta
11	-72,295	7,929	Ae	Sr	Ae	Re	58,55	Alta
12	-72,292	7,929	Ae	Ae	Ae	Ae	58,16	Alta
13	-72,265	7,926	Ae	Ae	Ae	Ae	26,59	Moderada
14	-72,257	7,919	Sr	Ae	Sr	Ae	83,73	Alta
15	-72,299	7,922	Ae	Sr	Ae	Sr	59,59	Alta
16	-72,256	7,922	Ae	Ae	Ae	Ae	82,14	Alta
17	-72,309	7,918	Sr	Ae	Ae	Ae	191,29	Alta
18	-72,299	7,919	Ae	Ae	Ae	Ae	59,89	Alta
19	-72,281	7,909	Ae	Sr	Ae	Re	29,43	Moderada
20	-72,291	7,905	Ae	Ae	Ae	Ae	60,62	Alta

Ae: Áreas erosionadas; Re: Riesgo de erosión; Sr: Sin riesgo

Los resultados de dichos análisis permitieron definir en primer lugar, para **L8** (Tabla 14), una mayor cantidad de aciertos de las clasificaciones en EAER1 (17 de las 20 evaluadas), a diferencia de la EAER2 (15 de 20 evaluadas). De modo más específico, se halló para EAER1, imprecisiones en las muestras 2, 14 y 17 las cuales fueron consideradas como “sin riesgo a erosión”, pues como se observa en la imagen de muy alta resolución (Figura 8 – 2, 14 y 17), las mismas se encuentran totalmente descubiertas. Dichos resultados constituyeron incongruencias generadas en el cálculo de la imagen de distancia espectral euclidiana a suelos desnudos, por cuanto su categorización debió ser “áreas erosionadas” o en su defecto “áreas en riesgo”, es decir valores menores a 0,1115 de distancia espectral, umbral establecido por medio de la curva ROC (nuevo umbral). Similarmente, el EAER2, evidenció contradicciones al catalogar a las muestras 3, 7, 11, 15 y 19, en la categoría “sin riesgo de erosión”, aun cuando están totalmente descubiertas (Figura 8 – 3, 7, 11, 15 y 19), dichos pixeles debieron ser menor al valor 0,3162 de NDVI, umbral definido por la curva ROC. En este caso es necesario acotar las pocas hectáreas “en riesgo” existentes en esta cartografía, que también influyó en la poca probabilidad de su aparición como clase detectada.

Teniendo en cuenta el desacierto de las muestras en ambos resultados EAER, se pudo observar la condición de riesgo potencial estimada de los 20 sitios muestrales. Para el caso de la muestra 14 de EAER1, la degradación potencial considerada es alta con $83,73 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, de igual modo, la muestra 15 de la segunda cartografía, denotó $59,59 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de posible pérdida, representativa de una degradación alta (de la misma forma se pueden interpretar las muestras restantes). En cuanto al resto de muestras que no tuvieron imprecisiones en sus clasificaciones cualitativas, se pudo observar diferentes valores estimados de pérdida de suelos (Tabla 14) que va de potencial degradación ligera a alta, siendo la gran mayoría alta. Finalmente, las áreas erosionadas y en riesgo de erosión en EAER1 fueron considerablemente mayores a EAER2 (tomando en cuenta todos los píxeles), debido principalmente a la gran sobrestimación de las áreas en riesgo en EAER1 en contraste a la baja superficie estimada de estas en EAER2 (Tabla 15).

Tabla V. 15. Comparación de muestras de áreas erosionadas y en riesgo en EAER 1 y 2 Landsat 8 (Elaboración propia)

Clase	hectáreas	Clase	hectáreas
Áreas erosionadas 1	2 068,91	Áreas erosionadas 2	321,48
Riesgo de erosión 1	239,67	Riesgo de erosión 2	47,61

En lo que respecta a este análisis sobre los resultados de S2 (Tabla 14), los resultados de dichos análisis permitieron definir en primer lugar, un desacierto en EAER1 (19 de las 20 evaluadas) y la identificación de tres muestras en EAER2 como “riesgo de erosión” y una muestra “sin erosión”. De modo más específico, se halló para EAER1, imprecisión en la muestra 14 la cual fue considerada como “sin riesgo a erosión”, pues como se observa en la imagen de muy alta resolución (Figura 8 – 14), la misma se encuentra totalmente descubierta. Dicho resultado constituyó una incongruencia generada en el cálculo de la imagen de distancia espectral euclidiana a suelos desnudos, por cuanto su categorización debió ser “área erosionada” o en su defecto “área en riesgo”, es decir valores menores a 0,1839 de distancia espectral, umbral establecido por medio de la curva ROC (nuevo umbral). Similarmente, el EAER2, evidenció contradicción al catalogar a la muestra 15, en la categoría “sin riesgo de erosión”, aun cuando está totalmente descubierta (Figura 8 –15), dicho pixel debió ser menor al valor 0,3864 de NDVI, umbral definido por la curva ROC. En este caso es necesario acotar también, las pocas hectáreas “en riesgo” existentes en esta cartografía.

Teniendo en cuenta el desacierto de las muestras en ambos resultados EAER, se pudo observar la condición de riesgo potencial estimada de los 20 sitios muestrales. Para el caso de la muestra 17 (Área erosionada), la degradación potencial considerada es alta con 191,29 Mg ha⁻¹año⁻¹, de igual modo, la muestra 8 denotó 189,14 Mg ha⁻¹año⁻¹ de posible pérdida, representativa también de una degradación alta (de la misma forma se pueden interpretar las muestras restantes). En cuanto al resto de muestras que no tuvieron imprecisiones en sus clasificaciones cualitativas, se pudo observar diferentes valores estimados de pérdida de suelo (Tabla 14) que va de potencial degradación ligera a alta, siendo la gran mayoría alta. Finalmente, las áreas erosionadas y en riesgo de erosión en EAER1 fueron considerablemente mayores al segundo mapa (considerando todos los píxeles), debido principalmente a la gran sobrestimación de las áreas en riesgo en EAER1 en contraste a la baja superficie estimada de estas en EAER2 (Tabla 16).

Tabla V. 16. Comparación de muestras de áreas erosionadas y en riesgo en EAER 1 y 2 Sentinel 2 (Elaboración propia)

Clase	hectáreas	Clase	hectáreas
Áreas erosionadas 1	1 240,13	Áreas erosionadas 2	495,8
Riesgo de erosión 1	917,43	Riesgo de erosión 2	379,99

Discusión

Aunque la metodología RPEH data del año 1980, se mantiene vigente dado que resulta ideal su aplicación cuando no se dispone de información adecuada de precipitación, evapotranspiración, litología y suelos, requeridos, por ejemplo, en metodologías como USLE, la planteada por Pacheco ⁽⁶¹⁾ o más recientemente por Nasir *et al.* ⁽¹⁰⁷⁾. Por el contrario, disponibilidad de información mínima como precipitación mensual, MDE gratuitos, y cartografía de suelos a nivel de reconocimiento, le otorga plausibilidad en su ejecución, sencillez y robustez científica. Es importante destacar, además, que gran parte de los modelos empleados actualmente requieren la inclusión de variables poco prácticas ⁽¹⁰⁸⁾, lo que pone de manifiesto la necesidad de nuevos enfoques en la modelización de los procesos de erosión ⁽¹⁰⁷⁾.

Un caso que ilustra lo mencionado previamente es la comparación entre los resultados de erosión potencial obtenidos en este estudio y los de Condori-Tintaya *et al.* ⁽¹⁰⁹⁾ y Nasir *et al.* ⁽¹⁰⁷⁾. Mientras que los primeros utilizaron información sobre la estructura del suelo y

calcularon un factor más complejo de longitud y pendiente basándose en ecuaciones, los segundos emplearon un enfoque de toma de decisiones multicriterio que implicaba la elaboración de 15 variables y un proceso de jerarquía analítica.

La accesibilidad a los SIG e imágenes de sensores remotos, han tenido un gran impacto en el modelado de la erosión. Los modelos ahora pueden ser aplicados a gran escala y de manera distribuida con relativa facilidad, pudiendo presentar resultados en píxeles que permiten identificar dónde ocurren, junto con su magnitud y a diferentes escalas temporales y espaciales ⁽⁵³⁾. No obstante, también se reconoce que la capacidad predictiva de los modelos de erosión a gran escala no es la mejor. Por ello, Alewell *et al.* ⁽¹¹⁰⁾ han argumentado que los mismos no deben esforzarse para que hagan predicciones precisas de pérdidas de suelo, sino para que exploren escenarios y se centren en comprender las diferencias relativas de las tasas de erosión, lo que ayudaría a identificar las áreas propensas a estos procesos de degradación, objetivo de este estudio.

De igual modo, imágenes de muy alta resolución pueden utilizarse para probar modelos de erosión, acción que no ha sido desarrollada de forma amplia con tal fin aún por los investigadores, siendo quizás Fischer *et al.* ⁽⁵²⁾, los primeros en basarse completamente en su interpretación, quienes encontraron resultados alentadores, como alta correlación ($R^2 = 0,91$) de clases de erosión definidas visualmente con pérdidas de suelo modeladas, permitiéndoles definir un enfoque semicuantitativo de evaluación, mucho más sencillo que a partir del planteamiento de pruebas de hipótesis ⁽⁵³⁾.

Otras razones que reforzarían su empleo, es que excluye las especulaciones sobre la validez de las predicciones de los modelos, así como también, que permiten identificar escenarios que conducen a pérdidas de suelo altas o bajas ⁽⁵¹⁾. En este estudio, no se realizó un enfoque semicuantitativo debido que a las muestras seleccionadas no les fue calculado valores de pérdida de suelo real de forma independiente con el cual poder determinar R^2 , lo que denota una evaluación eminentemente cualitativa para abordar análisis comparativos.

La clave para continuar con la identificación de EAER radica en la extracción precisa de la cobertura vegetal y usos de la tierra ⁽¹¹¹⁾. Siendo en este caso, la búsqueda de la mayor precisión posible de suelos desnudos con los cuales se desprendió la distancia espectral euclidiana para la posterior definición de umbrales en curvas ROC, ya que la presencia de cobertura vegetal refleja la habilidad de resistencia a la erosión o a su riesgo ⁽⁷⁰⁾.

En lo que respecta a las tabulaciones cruzadas CSMV–EAER, estas permitieron corroborar, iniciando con “áreas erosionadas” y su intersección con suelos desnudos, que hubo mayores intersecciones en los EAER1, (642,24 en L8 y 635,44 ha en S2), en contraste a EAER2, que presentaron 291,60 ha en L8 y 403,85 en S2, resultados que evidencian una mayor exhaustividad de los primeros, debido a su procedencia de la distancia espectral euclidiana, que tiende a englobar píxeles más similares a la categoría “áreas erosionadas”. En lo que respecta al cruce “áreas erosionadas” y vegetaciones baja y alta, los EAER2 arrojaron menores intersecciones, por lo que estos resultados suprimen la incongruencia de este cruce presentado en los EAER1 (no tiene sentido la existencia de cruces áreas erosionadas con vegetación alta, principalmente). No obstante, aunque existen diferencias en los cruces (resultados que se podrían afinar con la intersección con cartografía más detallada, elaborada por interpretación visual), ambas cartografías resultan complementarias para la comprensión del riesgo de erosión en un área.

En cuanto a la elección de umbrales en curvas ROC, dado a que la sensibilidad/especificidad varía, podrían seleccionarse otros con mayor o menor poder de discriminación, como los definidos en este estudio que permitieron corregir la excesiva inclusión de píxeles como áreas erosionadas y en riesgo (asumiéndose otros % de error de omisión). La escogencia de dos con alta sensibilidad, recíprocamente permitiría obtener alta probabilidad de clasificar correctamente a un píxel cuya situación real sea definida como positiva. Por otro lado, la ventaja de la curva ROC radica en que emplea todos los posibles puntos de corte en la base de datos con lo que se determinan los mejores umbrales, lo que indica que esta prueba posee un poder de correcta clasificación muy útil ⁽¹¹²⁾.

La forma presentada de identificar EAER difiere, por tanto, de la postura de asociar valores más altos de pérdida ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) arrojados por USLE y/o modelos afines, como una medida indirecta de diversos grados de riesgo de erosión, ejemplos: ^(1, 7) sustentada en la lógica que valores bajos son menos vulnerables y altos están referidos a más sensibilidad a erosión ⁽¹¹³⁾. También contrasta con la idea de obtenerla a través de jerarquización y posterior zonificación, resultante de intersectar diversos gradientes de pendiente provenientes de un MDE o usos de la tierra con pérdidas de suelos ^(111, 113, 114).

La equivalencia entre técnicas de percepción remota, a través de regresión lineal, fue puesta de manifiesto por Ngandam *et al.* ⁽¹⁵⁾, planteando como variable dependiente un índice de vegetación, lo que depositó en dicho producto, una exagerada confiabilidad como predictor.

Caso contrario al diseñado en este estudio, el cual fue definido sobre distancia espectral de suelos desnudos y que fue probado por Camargo *et al.* ⁽¹⁰⁾.

Las relaciones entre resultados cualitativos y cuantitativos, permite establecer una relación bidireccional de análisis complementario, en primer lugar, los EAER ayudan a identificar áreas que presentan áreas erosionadas o señalan aquellas en riesgo en las cuales se puede hacer la interpretación de pérdidas de suelo y, en segundo lugar, permite establecer la relación inversa, es decir, la observación de posibles pérdidas altas y moderadas identificadas por el RPEH, proporciona información de lo que sucede en dichas áreas desde una óptica cualitativa.

Para poder tener un panorama más amplio y determinar posible existencia de erosión o áreas que podrían estar sujetas a ella, se sugiere identificar “áreas erosionadas” y “en riesgo” con ambas cartografías, consideración sustentada en la identificación de posibles diferencias sustanciales en posibles puntos de interés y en los aspectos encontrados en este estudio a partir de las dos imágenes con diferente resolución espacial.

Partiendo del estudio de Batista *et al.* ⁽⁵³⁾, sobre el hecho de que los diferentes modelos de erosión existentes en la actualidad no se superan sistemáticamente entre sí, se comparte la premisa de que es la calibración el único mecanismo para mejorar sus desempeños (mejora de la comprensión conceptual de sus funcionamientos). Por tanto, se rechaza la noción de que estos se puedan validar (sino por el contrario evaluar), enfatizándose la necesidad de definir pruebas de ajuste (o de grados de confianza), basado en las múltiples fuentes de datos, que permitan una investigación amplia de la utilidad y consistencia de las metodologías desarrolladas; teniendo presente que entre más rigurosas sean éstas pruebas, más probable es que sean encontrados rendimientos deficientes (conciencia crítica sobre los métodos).

Este estudio pretende aportar una categorización de los riesgos de erosión basada en una estructura cualitativa con apoyo cuantitativo de riesgo potencial, ofreciendo los resultados en modelos distribuidos de celdas de 30 m² (L8) y 10 m² (S2), los cuales podrían servir para impulsar estudios con más detalle y/o medidas de planificación y conservación de suelos en áreas de interés. Previamente a ello, sobre las imágenes a emplear, deben realizarse análisis exploratorios de datos espaciales (ESDA), a fin de conocer sus histogramas, medidas de tendencia central, dispersión, existencia de datos atípicos o faltantes, y el correcto rango de valores de reflectancias.

Partiendo de análisis comparativos entre las ABC de cada una de los EAER, se puede corroborar la mayor precisión en los EAER2 sobre los EAER1. Así por ejemplo el EAER2 derivados del NDVI para S2 fue de 100% en contraste al 97,4% proveniente de la distancia espectral euclidiana. De igual modo aconteció con L8, donde el procedente del NDVI fue de 100% y el derivado de la distancia espectral euclidiana fue de 79,8%. Por otro lado, una comparación entre los R y R² posicionan al EAER2 procedente de S2 como un resultado más sólido a los restantes (incluido al EAER1 derivado de S2). Ahora bien, resulta necesario recordar que las distancias espectrales a suelos desnudos constituyen las variables independientes en cada una de las regresiones lineales para escoger la técnica PDI, por tanto, resulta lógico que las ABC de los EAER2 sean superiores a los primeros. De esto modo se configura a los EAER1 como productos exhaustivos con sus respectivos errores inherentes, los cuales estadísticamente son reducidos en EAER2, conformando así un producto complementario en el análisis de áreas con procesos de erosión y/o en riesgo.

Las diferencias presentadas entre las categorías EAER de ambas imágenes, obedecen a varios motivos, en primer lugar, la mejor resolución espacial de S2 permitió precisar el área destinada a vialidad, por cuanto áreas que formaban parte de esta categoría en L8 pudieron anexarse a las categorías restantes, aumentando la extensión de estas en S2. En segundo lugar, aunque la diferencia de fechas de captura entre una imagen y otra es de 6 días, y los valores de azimut y elevación solar, junto al ángulo cenital son similares (analizados para este estudio), esas pequeñas diferencias se trasladaron a las imágenes con correcciones de sombreado topográfico y subsecuentemente a los EAER1, pues sus umbrales y valores de distancia espectral y NDVI asociados resultaron diferentes, 0,75 (0,1002) y 0,8 (0,1115) en L8 y 0,85 (0,1462) y 0,9 (0,1839) en S2. No obstante, al hacer revisiones visuales y cotejo de las ABC, se puede determinar al generado por S2 como un producto con mayor precisión (97,4%). De igual manera aconteció con las diferencias en EAER2, pues sus umbrales y valores de distancia espectral y NDVI asociados también resultaron diferentes, 0,75 (0,1002) y 0,8 (0,1115) en L8 y 0,85 (0,1462) y 0,9 (0,1839) en S2. Sin embargo, al hacer revisiones visuales y cotejo de las ABC, se puede determinar al generado por S2 como un producto con mayor precisión (100%).

Finalmente, el NDVI, resultó ser la mejor opción, definidas por las regresiones lineales para establecer el EAER2, a diferencia de Camargo *et al.* ⁽¹⁰⁾ en el que el mejor resultado fue la suma de ACP. se corrobora por tanto el planteamiento de no utilizar algún índice en particular

como una receta, sin antes realizar las comparaciones de los desenvolvimientos de cada uno de ellos en las áreas, pues las características de las reflectancias de las coberturas y sus distribuciones espaciales, ejercen influencia en los resultados.

Conclusiones y recomendaciones

Dado que pueden existir limitaciones para comprender los riesgos de erosión y la escala a la que pueden aplicarse las técnicas de su evaluación, resulta perentorio realizar una revisión teórica sobre el suelo, su importancia y conservación, la erosión hídrica y los factores que contribuyen a ella, sus métodos de estudio, y el abordaje metodológico propuesto basado en sensores remotos y otros datos asequibles. La comprensión de dichos conceptos y basamentos permitirá entender de mejor manera la erosión hídrica y abordar la identificación de las áreas erosionadas y su riesgo.

Usar imágenes satelitales, permite realizar investigaciones sobre erosión tanto de forma cualitativa como cuantitativa; sin embargo, su utilización debe hacerse con cuidado, dado que un uso irreflexivo, puede conducir a sobrestimaciones o subestimaciones. También, se debe considerar el uso de imágenes de muy alta resolución, como mecanismo para evaluar el performance de los modelos.

Recurrir a imágenes de mayor resolución o cubrir extensiones más grandes, es un costo computacional mayor dado a que implican más cantidades de datos. Esta situación se podría superar utilizando plataformas de computación en nube como Google Earth Engine (GEE), que pueden computar y procesar grandes volúmenes de datos geoespaciales en intervalos de tiempo muy cortos y que han sido aplicados recientemente a la preparación de variables requeridas por métodos como USLE y RUSLE ^(115; 116), por lo que su aplicación con los modelos desarrollados en este estudio también resulta plausible.

Aunque los avances tecnológicos son evidentes, no hay que olvidar que los modelos de erosión no son necesariamente infalibles ni están libres de defectos aparentes, reconocerlos mejora la actitud hacia la evaluación de los mismos y cambia la forma en que se caracterizan y comunican sus desempeños, lo que conduce en última instancia, a una mejor comprensión de la erosión del suelo.

Este estudio constituye una respuesta a la carencia de información de precipitación y suelos, necesaria en metodologías paramétricas, por lo que se asumió la premisa de resolverla basado sólo con insumos disponibles digitales gratuitos, constituyendo de esta forma, una solución

que podría asociarse con variables derivadas de MDE (ejemplo: índices de humedad), o de otras cartografías categóricas o continuas. No obstante, independientemente de los métodos a emplearse, no debe descartarse el levantamiento de mediciones georreferenciadas en campo (cuando sea posible) de las características de la erosión, a fin de poder ampliar la evaluación de los modelos.

La asociación de los resultados hallados por medio del análisis de RPEH y las cartografías EAER desarrolladas y otros datos, podrían ayudar a considerar, a gran visión, medidas necesarias en cuanto a conservación de suelos, así como también en la planificación del territorio para el desarrollo socioeconómico ambientalmente sostenible y la determinación de áreas susceptibles a procesos de erosión en laderas. Los resultados indican que existe una relación entre las diferentes técnicas de procesamiento digital, los umbrales de clasificación para la identificación precisa de áreas erosionadas y en riesgo de erosión y los valores de RPEH.

Ahora bien, en cuanto a la escogencia de la cartografía EAER a emplear o recomendar, los resultados obtenidos permiten indicar que deben ser usadas de forma complementaria en un área de interés, pues los EAER derivados de distancia espectral euclidiana, conllevan a incluir mayores extensiones de áreas erosionadas y en riesgo. Por su parte los EAER derivados de técnicas de procesamiento digital de imágenes, presentan menos extensiones de estas categorías, por lo que un uso complementario puede establecer un escenario extremo y otro más conservador. Dentro de este apartado también resulta necesario comentar que los resultados se pueden afinar a partir de la aplicación de máscaras (concepto SIG) que cubran las infraestructuras urbanas o la vialidad, por mencionar algunos casos.

Áreas provistas de vegetación, pero con riesgo de erosión identificadas en el área de estudio son importantes en términos de decisiones de gestión ambiental. Los resultados indican aquellas áreas que son intrínsecamente susceptibles a la erosión, pero que actualmente están protegidas por vegetación. Por tanto, es necesario diseñar estrategias adecuadas para estas con el fin de proteger la cubierta vegetal actual, conclusión extrapolable a otras áreas que sean de interés de estudio.

El análisis relacional entre las muestras establecidas como verdad–terreno (seleccionadas por interpretación visual de imágenes de muy alta resolución), con las establecidas por los métodos cartográficos propuestos, permitió evaluar los acuerdos y desacuerdos de las

metodologías EAER. Estas se pueden usar de forma complementaria, asociada a mapas de coberturas por medio de tabulaciones cruzadas, a un tamaño de área mínima de interés, o a un rango específico de pendiente o humedad, análisis que podría ayudar a definir la consideración o no, del establecimiento de medidas de conservación de suelos en las mismas. También se podría asociar los resultados de las muestras a las valoraciones de pendiente de la metodología RPEH, de esta forma se obtendrían mejores correlaciones.

Finalmente, podría ser útil determinar el impacto relativo de los distintos escenarios de uso y gestión del suelo, así como con fines comparativos con posibles escenarios en el marco del cambio climático, pues se argumenta que este aumentará las áreas erosionadas en el futuro, especialmente cuando se prevé un aumento de la intensidad de las precipitaciones y/o de la frecuencia de fenómenos extremos. Sin embargo, ciertos cambios en el uso del suelo que provocan una reducción de la cubierta vegetal pueden tener un mayor impacto en el riesgo de erosión que cualquier cambio climático probable.

Si bien es cierto que los métodos para identificar EAER desarrollados son de carácter métrico-estático, aplicándolos sobre imágenes satelitales de diversas fechas, podrían ayudar a obtener series de tiempo que permitirían entender aún mejor la dinámica de los procesos de erosión y con ello, un mayor conocimiento para la conservación del suelo y la gestión de los ecosistemas (siempre que se tome en consideración aspectos como azimut, elevación solar, ángulo cenital y fecha de adquisición similares). También podrían ser replicables en otros espacios de forma semiautomatizada y fungir como primeros insumos para definir áreas a concentrar observaciones o establecer cartografía de tipos y grados de erosión.

Origen del artículo

Este artículo se originó a partir del interés de replicar una metodología diseñada para identificar áreas erosionadas y en riesgo de erosión utilizando imágenes Landsat 8 OLI y Sentinel-2 mediante procesamiento digital y SIG, publicada por Camargo et al. (10), aunado a recomendaciones dadas por un jurado evaluador en un seminario doctoral, del cual se generó dicho estudio, como lo fue su aplicación con imágenes óptico electrónicas y modelos digitales de elevación de diferentes resoluciones espaciales.

En el mismo orden de ideas, el artículo constituye un derivado de la tesis doctoral para optar al grado de Doctor en Ciencias Forestales ambientales, presentando en el Centro de Estudios Forestales y Ambientales de Postgrado de la Universidad de Los Andes (Mérida – Venezuela)

por Cristopher Edgar Camargo Roa, quien, como profesor e investigador, siempre ha evidenciado interés de realizar aportes al vacío de información existente en el estudio del riesgo de erosión en algunas cuencas hidrográficas andinas venezolanas. Finalmente, es necesario mencionar, que, esta investigación, no recibió financiamiento alguno para su ejecución.

Contribución de los autores

Camargo Roa Cristopher Edgar ideó y desarrolló la investigación, recopiló los datos y ejecutó el flujo de trabajo. Pacheco Angulo Carlos Eduardo, Roberto López Falcón, Tatiana Gómez Orgullosa y Sergio A. Monjardin-Armenta supervisaron y evaluaron la investigación y aportaron comentarios críticos. Todos los autores contribuyeron a la redacción del manuscrito final y aprobaron su versión definitiva para publicación.

Referencias bibliográficas

1. Mohammed S. Alsafadi K. Talukdar S. Kiwan S., Hennawi S., Alshihabi O., Sharaf M. y Harsanyie E. (2020). Estimation of soil erosion risk in southern part of Syria by using RUSLE integrating geoinformatics approach. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 20, 100375. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100375>
2. Duguma TA. (2022). Soil erosion risk assessment and treatment priority classification: A Case Study on Guder Watersheds, Abay River Basin, Oromia, Ethiopia. *HELIYON*, e10183. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e10183>
3. Ávila BD. y Ávila HF. (2015). Spatial and temporal estimation of the erosivity factor r based on daily rainfall data for the department of Atlántico, Colombia. *Ingeniería e Investigación*, 35 (2), 23-29. <http://dx.doi.org/10.15446/ing.investig.v35n2.47773>
4. Omuto CT. y Vargas R. (2019). Soil loss atlas of Malawi. Food & Agriculture Organization.
5. FAO y GTIS. (2015) Estado mundial del recurso suelo (EMRS). Resumen técnico. Roma.
6. Morales-Pavón J. Valdés-Rodríguez O. Servín-Martínez A. Hernández-Zárate J. Tejero-Andrade J. y Domínguez-Sánchez G. (2016). Plantas tropicales para contener suelo y evitar deslizamientos superficiales: estudio de caso *Ricinus communis* [Paper presentation]. II Reunión Internacional, Científica y Tecnológica; XXIX Reunión Científica y Tecnológica Forestal y Agropecuaria, Veracruz, México.
7. Chaudhary B. y Kumar S. (2018). Soil erosion estimation and prioritization of Koshalya-Jhajhara watershed in North India. *Indian Journal of Soil Conservation*, 46 (3), 305-311.
8. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (Ed.). (2019). Soil erosion: the greatest challenge to sustainable soil management. Food & Agriculture Organization.

9. Sestras P. Mircea S. Roşca S. Bilaşco Ş. Sălăgean T. Dragomir L. Herbei M. Bruma S. Sabou C. Marković R. y Kader S. (2023). GIS based soil erosion assessment using the USLE model for efficient land management: a case study in an area with diverse pedo-geomorphological and bioclimatic characteristics. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 51(3):13263. <https://doi.org/10.15835/nbha51313263>
10. Camargo-Roa CE. Pacheco-Angulo CE. Monjardin-Armenta SA. y López-Falcón R. Gómez- Orguloso T. (2023). Identification of Eroded and Erosion Risk Areas Using Remote Sensing and GIS in the Quebrada Seca watershed. *Ingeniería e Investigación*, 43(3), e105003-e105003. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/ingainv/article/view/105003>
11. Chuvieco E. (2016). *Fundamentals of Satellite Remote Sensing an environmental Approach* (2nd ed.). CRC Press Taylor and Francis Group.2016. <https://doi.org/10.1111/phor.12184>
12. Beguería S. (2006). Identifying erosion areas at basin scale using remote sensing data and GIS: a case study in a geologically complex mountain basin in the Spanish Pyrenees. *International Journal of Remote Sensing*, 27 (20), 4585-4598. <https://doi.org/10.1080/01431160600735640>
13. Rosales - Rodríguez CA. (2021). Hazard maps of shallow landslides associated with infiltration processes in the Sapuyes river basin. *Ingeniería e Investigación*, 41 (1), e84611. <https://doi.org/10.15446/ing.investig.v41n1.84611>
14. Lillesand T. Kiefer RW. y Chipman J. (2015). *Remote sensing and image interpretation* (7th Ed). John Wiley & Sons.
15. Ngandam AH. Etouna J. Nongsi BK. Mvogo FA. y Noulaquape FG. (2016). Assessment of land degradation status and its impact in arid and semi-arid areas by correlating spectral and principal component analysis neo-bands. *International Journal of Advanced Remote Sensing and GIS*, 5 (2), 1539 – 1560.
16. Sartori A. Cano J. Montaner D. Mattar C. Moraga J. Alfaro W. Soto G. Morales L. Quintanilla O. Andrés E. Gavilán C. y Trujillo G. (2018). Reporte de Neutralidad en la Degradación de las Tierras (NDT) ante la Convención de las Naciones Unidas de Lucha Contra la Desertificación (CNULD) Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales (2017-2025) de Chile. Unidad de Cambio Climático y Servicios Ambientales (UCCSA), Gerencia de Desarrollo y Fomento Forestal (GEDEFF), Corporación Nacional Forestal (CONAF).
17. Orr BJ. Cowie AL. Castillo VM. Chasek P. Crossman ND. Erlewein A. Louwagie G. Maron M. Metternicht GI. Minelli S. Tengberg AE. Walter S. y Welton S. (2017). *Scientific Conceptual Framework for Land Degradation Neutrality. A Report of the Science-Policy Interface. United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD)*.
18. Najafi M. Fakhireh A. Pahlavan A. Moradzadeh M. y Noori S. (2020). Determining the suitable indices for assessment of cover change in west of Karkheh river using satellite data. *Journal of Applied Science and Environmental Studies*, 3 (1), 1-14.
19. Meinen BU. y Robinson DT. (2021). From hillslopes to watersheds: Variability in model outcomes with the USLE. *Environmental Modelling and Software*, 146, 105229. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.105229>

20. Pal SC. y Chakraborty R. (2019). Modeling of water induced surface soil erosion and the potential risk zone prediction in a sub-tropical watershed of Eastern India. *Modeling Earth Systems and Environment*, 5, 369-393. <https://doi.org/10.1007/s40808-018-0540-z>
21. Li S. y Chen X. (2018). New bare-soil index for rapid map-ping developing areas using landsat 8 data. *The International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 40 (4), 139.
22. Romero W. Ramos R. Vázquez R. Arrogante P. y Arroyo R. (2017). Detección de deslizamientos de laderas por el método de regresión lineal utilizando imágenes Áster en la zona centro del estado de Guerrero, México [Paper presentation]. XXV Congreso de la Asociación de Geógrafos Españoles. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid, Spain. https://www.age-geografia.es/downloads/Naturaleza_Territorio_y_Ciudad_AGE2017.pdf
23. Basu T. Das A. y Pal S. (2020). Application of geographically weighted principal component analysis and fuzzy approach for unsupervised landslide susceptibility mapping on Gish River Basin, India. *Geocarto International*, 37 (5), 1294-1317. <https://doi.org/10.1080/10106049.2020.1778105>
24. Demaría MR. y Aguado I. (2013). Dinámica espacio-temporal del porcentaje de suelo desnudo en pastizales semi-áridos de Argentina. *GeoFocus*, 13 (2), 133-157.
25. Leal J. Pérez U. y Ortiz NE. (2018). Distribución espacial y temporal de deslizamientos (1999 – 2015) en la cuenca del río Combeima, Colombia. *Revista Geográfica Venezolana*, 59 (2), 346 – 365.
26. Ganasri BP. y Ramesh H. (2016). Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS - A case study of Nethravathi Basin. *Geoscience Frontiers*, 7, 953 – 961. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gsf.2015.10.007>
27. Opeyemi OA. Abidemi FH. y Otokiti V. (2019). Assessing the Impact of Soil Erosion on Residential Areas of Efon-Alaaye Ekiti, Ekiti-State, Nigeria. *International Journal of Environmental Planning and Management*, 5 (1), 23–31.
28. Plambeck NO. (2020). Reassessment of the potential risk of soil erosion by water on agricultural land in Germany: Setting the stage for site-appropriate decision-making in soil and water resources management. *Ecological Indicators*, 118, 106732. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106732>
29. Drzewiecki W. Węzyk P. Pierzchalski M. y Szafrńska B. (2014). Quantitative and qualitative assessment of soil erosion risk in Małopolska (Poland), supported by an object-based analysis of high-resolution satellite images. *Pure Appl. Geophys*, 171, 867-895. <https://doi.org/10.1007/s00024-013-0669-7>
30. Anderson W. y Jhonson T. (2016). Evaluating Global Land Degradation Using Ground-Based Measurements and Remote Sensing. In: E. Nkonya, V. Mirzabaev, A., J.Von Braun (Eds.), *Economics of Land Degradation and Improvement – A Global Assessment for Sustainable Development* (pp. 85 – 116). Cham, Switzerland: Springer Open. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-19168-3>
31. Panagos P. Ballabio C. Borrelli P. Meusburger K. Klik A. Rousseva S. Tadic MP. Michaelides S. Hrabalíkova M. Olsen P. Aalto J. Lakatos M. Rymaszewicz A.

- Dumitrescu A. Begueria S. y Alewell C. (2015). Rainfall erosivity in Europe. *Science Total Environment*, 511, 801-14. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.008>
32. United Nations General Assembly (UNGA). (2015). Transforming Our World: the 2030 Agenda for Sustainable Development. Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015. http://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/70/1&Lang=E
33. Efiang J. Imoke D. Nwabueze J. y James S. (2021). Geo-spatial modelling of landslide susceptibility in Cross River State of Nigeria. *Scientific African*, 14, e01032. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2021.e01032>
34. Naciones Unidas. (2021). Aplicación de datos del mes: Erosión del suelo. <https://www.un-spider.org/es/enlaces-y-recursos/fuentes-de-datos/daotm-erosion-suelo#USLE>
35. Tsegaye K. Addis HK. y Hassen EE. (2020). Soil Erosion Impact Assessment using USLE/GIS Approaches to Identify High Erosion Risk Areas in the Lowland Agricultural Watershed of Blue Nile Basin, Ethiopia. *International Annals of Science*, 8 (1), 120-129. <https://doi.org/10.21467/ias.8.1.120-129>
36. BASTIDAS J. (2007). Nociones de hidrografía. Consejo de Publicaciones, Universidad de Los Andes. Mérida, Venezuela. 145 p.
37. VIVAS L. (1992). Los Andes Venezolanos. Caracas: Academia Nacional de la Historia.
38. EWEL, J. MADRIZ, A. y TOSI, J. (1976). Zonas de vida de Venezuela Memoria explicativa sobre el mapa ecológico. Caracas, Venezuela: Ediciones del Fondo Nacional de Investigaciones Agropecuarias. 270 pp.
39. LA MARCA, E. y CONTRERAS, Y. (2019). Descubrimiento y reporte de las primeras estepas altiandinas en Venezuela. *Revista Ibero-Afro-Americana de Geografía Física e Ambiente*, 1 (1), 121-139.
40. ALASKA SATELLITE FACILITY. (2021) Terrain-Corrected (RTC). <https://www.asf.alaska.edu/sar-data/palsar/terrain-corrected-rtc/>
41. Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC). (2013). Descripción y Corrección de Productos Landsat 8 LDCM (Landsat Data Continuity Mission) Versión 1.0. Bogotá: Instituto Geográfico Agustín Codazzi.
42. EUROPEAN SPACE AGENCY (ESA). (2014). Sentinel MSI, Product types, level 1C. <https://earth.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-2-msi/product-types/level-1C>
43. EUROPEAN SPACE AGENCY (ESA). (2015). Sentinel-2 user Handbook (2nd ed.). European Space Agency Standard Document. https://sentinel.esa.int/documents/247904/685211/Sentinel-2_User_Handbook
44. COPERNICUS. (2018). El programa Copernicus aplicado a la producción y gestión de la información geoespacial. Proyecto cofinanciado por la Comisión Europea mediante acuerdo 2018/SI2.810140/04. https://www.ign.es/web/resources/docs/IGNCnig/actividades/OBS/Programa_Marco_Copernicus_User_Uptake/Copernicus_FPCUP_IGNCNIG.pdf
45. GIS AG MAPS. (2017). Landsat 8 & Sentinel-2 Rare Imagery Comparison. 2017. <https://www.gisagmaps.com/l8-s2-comparison-and-download/>

46. Camargo CE. Pacheco CE. y López R. (2021). Evaluación de métodos de corrección atmosférica y sombreado topográfico en imagen Landsat 8 OLI sobre un área montañosa semiárida. *UD y la Geomática*, 16, 23-39. <https://doi.org/10.14483/23448407.17040>
47. Teillet P. Guindon B. y Goodenough D. (1982). On the slope-aspect correction of multispectral scanner data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 8(2): 84-106.
48. Canty M. (2009). *Image analysis, classification, and change detection in remote sensing with Algorithms for ENVI/IDL*. CRC Press Taylor & Francis Group, LL. Boca Ratón, United States of America. 474 p.
49. SIGIS. (2019). Digitalglobe. <http://www.sigis.com.ve/index.php/imagenessatelitalesar/digitalglobe>
50. Thenkabail PS. (2016). *Remotely sensed data characterization, classification, and accuracies*. CRC Press Taylor and Francis Group.
51. Auerswald K. Fischer FK. Kistler M. Treisch M. Maier H. y Brandhuber R. (2018). Behavior of farmers in regard to erosion by water as reflected by their farming practices. *Science of the Total Environment*, 613-614, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.003>
52. Fischer FK. Kistler M. Brandhuber R. Maier H. Treisch M. y Auerswald K. (2018). Validation of official erosion model-ling based on high-resolution radar rain data by aerial photo erosion classification. *Earth Surf. Process. Landforms*, 43, 187-194. <https://doi.org/10.1002/esp.4216>
53. Batista PVG. Davies J. Silva MLN. y Quinton JN. (2019). On the evaluation of soil erosion models: Are we doing enough? *Earth-Science Reviews*, 197, 102898. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2019.102898>
54. CARDOZA L. (2017). *Aplicaciones de los sistemas de información geográfica en ingeniería civil utilizando el software GVSIG*. Facultad De Ingeniería Y Arquitectura Escuela De Ingeniería Civil. Universidad de El Salvador. 2017. Trabajo Especial de Grado. 317 p.
55. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO). (1980). *Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos*. Food & Agriculture Organization.
56. Guerra CA. Rosa IMD. Valentini E. Wolf F. Filipponi F. Karger DN. Nguyen Xuan A. Mathieu J. Lavelle P. y Eisenhauer N. (2020). Global vulnerability of soil ecosystems to erosion. *Landscape Ecology*, 35, 823-842. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-00984-z>
57. Allafta H. y Opp C. (2022). Soil erosion assessment using the RUSLE model, remote sensing, and GIS in the Shatt Al-Arab Basin (Iraq-Iran). *Applied Sciences*, 12, 7776. <https://doi.org/10.3390/app12157776>
58. Al-Mamari M. Kantoush S. Al-Harrasi T. Al-Maktoumi A. Abdrabo K. Saber M. y Sumi T. (2023). Assessment of sediment yield and deposition in a dry reservoir using field observations, RUSLE and remote sensing: Wadi Assarin, Oman. *Journal of Hydrology*, 617, 128982. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128982>

59. Rosales A. y García P. (2015). La cuenca hidrográfica y su gestión integral. In A. Gabaldón, A. Rosales, E. Buroz, J. Córdova, G. Uzcátegui y L. Iskandar (Eds.), *Agua en Venezuela: una riqueza escasa* (pp. 867-914). Fundación Polar, Caracas, Venezuela.
60. Arnoldus H. (1977). Methodology used to determine the maximum potential average annual soil loss due to sheet and rill erosion in Morocco. *Assessing Soil Degradation, FAO Soils Bulletin (FAO)*, 34, 39-48.
61. Pacheco HA. (2012). El índice de erosión potencial en la vertiente norte del Waraira Repano, estado Vargas, Venezuela. *Cuadernos de geografía: revista colombiana de geografía*, 21 (2), 85 – 97. <https://doi.org/10.15446/rcdg.v21n2.32215>
62. Muñoz JL. Morante J. y Miranda P. (2014). Erosión potencial por reconversión productiva en subcuenca Llay-Llay, Chile. aplicación de unidades de respuesta a la erosión. *Ciencia y Tecnología*, 7 (2), 35-47. <https://doi.org/10.18779/cyt.v7i2.138>
63. Hämmerly RC. Paris RC. y Paz-González A. (2019). Assessment of domain areas for precipitation and evapotranspiration on the left bank of the Paraná watershed at Argentine territory. I: Thiessen polygons and kriging. *Cadernos Lab. Xeolóxico de Laxe Coruña*, 41, 75 – 97. <https://doi.org/10.17979/cadlaxe.2019.41.1.5818>
64. Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables (MARNR). (1983). *Sistemas Ambientales Venezolanos. Regiones naturales: 7A Depresión del Táchira, Proyecto Ven/79/001, Código II-2-7A. Proyecto VEN/79/001. MARNR.*
65. Quiñonez E. y Dal Pozzo F. (2008). Distribución espacial del riesgo de degradación de los suelos por erosión hídrica en el estado Lara, Venezuela. *Geoenseñanza*, 13 (1), 59 – 70.
66. United States Department of Agriculture (USDA). (2020). Soil Texture Calculator. https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/?cid=nrcs142p2_054167
67. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO). (1976). *Mapa mundial de suelos 1:5.000.0000. Food & Agriculture Organization.*
68. Foster GR. Mccool DK. Renard, KG. y Moldenhauer WC. (1981). Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units. *J. Soil Water Conservation*, 36 (6), 355 – 359.
69. Alatorre LC. y Beguería S. (2009). Identification of eroded areas using remote sensing in a badlands landscape on marls in the central Spanish Pyrenees. *Catena*, 76 (3), 182-190. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.11.005>
70. Wang H. Zhao W. Li C. y Pereira P. (2021). Vegetation greening partly offsets the water erosion risk in China from 1999 to 2018. *Geoderma*, 115319. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115319>
71. Ampudia A. Sánchez G. y Jiménez F. (2017). Precisión diagnóstica del MMPI-2 con la personalidad delictiva: un análisis con la curva ROC. *Revista de Psicología*, 35 (1), 167-192. <http://dx.doi.org/http://doi.org/10.18800/psico.201701.006>

72. Liang S. y Wang J. (2020) *Advanced Remote Sensing: Terrestrial Information Extraction and Applications* (2nd ed.). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/C2017-0-03489-4>
73. Sánchez JM. (2016). Análisis de Calidad Cartográfica mediante el estudio de la Matriz de Confusión. *Pensamiento matemático*. 2016; 6(2): 9-26.
74. Congalton R, Green K. (2009). Evaluación de la precisión de los datos de detección remota: principios y prácticas (segunda edición). *Revista internacional de observación terrestre aplicada y geoinformación*. 2009; 11: 448-449. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2009.07.002>
75. Olofsson P, Foody G, Herold M, Stehmand S, Woodcock C, Wulder M. (2014). Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sensing of Environment*, 148: 42-57. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.015>
76. Jensen J. (2005). *Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective*. (Upper Saddle River, NY: Prentice Hall. 526.
77. Cohen J. A. (1960). Coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement*, 20 (1): 37– 46. <https://doi.org/10.1177/001316446002000104>
78. Boca T, Rodríguez G. (2012). Métodos estadísticos de la evaluación de la exactitud de productos derivados de sensores remotos. Instituto de Clima y Agua, INTA Castelar. Disponible en: https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta-_mtodos_est__sensores.pdf
79. GOCF-GOLD. (2013). A sourcebook of methods and procedures for monitoring and reporting anthropogenic greenhouse gas emissions and removals associated with deforestation, gains and losses of carbon stocks in forests remaining forests, and forestation. GOCF-GOLD Report version COP19-1. (GOCF-GOLD Land Cover Project Office, Wageningen University, The Netherlands). 2013.
80. Olaya V. (2014). *Sistemas de Información Geográfica*. 2014. 854. Disponible en: https://www.icog.es/TyT/files/Libro_SIG.pdf
81. Landis J, Koch G. (1977). The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics*. 1977; 33(1): 159-174. Disponible en: <https://www.jstor.org/stable/2529310>
82. HARRIS GEOESPATIAL SOLUTION. (2018). Radiance and Scale Factors Background, Calculate Confusion Matrices. 2018. Disponible en: <https://www.l3harrisgeospatial.com/docs/home.html>
83. Pearson K. (1901). On Lines and Planes of Closest Fit to Systems of Points in Space. *Philosophical Magazine*, 2 (11), 559–572. <https://doi.org/10.1080/14786440109462720>
84. Boardman JW. (1992). *Sedimentary Facies Analysis Using Imaging Spectrometry: A Geophysical Inverse Problem* [Doctoral dissertation, University of Colorado Boulder]. ProQuest.
85. Peñuelas J. Gamon JA. Griffin KL. y Field CB. (1993). Assessing community type, plant biomass, pigment composition, and photosynthetic efficiency of aquatic vegetation from spectral reflectance. *Remote Sensing of Environment*, 46(2), 110-118.

86. Peñuelas J. Gamon, JA. Fredeen AL. Merino J. y Field CB. (1994). Reflectance indices associated with physiological changes in nitrogen and water-limited sunflower leaves. *Remote sensing of Environment*, 48(2), 135-146.
87. Rikimaru A. Roy PS. y Miyatake S. (2002). Tropical forest cover density mapping. *Tropical ecology*, 43(1), 39-47.
88. Kauth RJ. y Thomas GS. (1976). The Tasseled Cap — A graphic description of the spectral-temporal development of agricultural crops as seen by Landsat [Paper presentation]. *Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data*, West Lafayette, IN: Purdue.
89. Baig MHA. Zhang L. Shuai T. y Tong Q. (2014). Derivation of a Tasselled Cap transformation based on Landsat 8 at-satellite reflectance. *Remote Sensing Letters*, 5 (5), 423–431. <https://doi.org/10.1080/2150704X.2014.915434>
90. Shi T. y Xu H. (2019). Derivation of tasseled cap transformation coefficients for Sentinel-2 MSI at- sensor reflectance data. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 12(10), 4038-4048.
91. Jordan CF. (1969). Derivation of leaf-area index from quality of light on the forest floor. *Ecology*, 50 (4), 663–666. <https://doi.org/10.2307/1936256>
92. Pearson RL. y Miller LD. (1972). Remote mapping of standing crop biomass for estimation of the productivity of the short-grass prairie, Pawnee National Grasslands, Colorado [Paper presentation]. *Proceedings of the Eighth International Symposium on Remote Sensing of Environment*, ERIM, Ann Arbor, United States.
93. Rouse J. Haas RH. Schell JA. y Deering DW. (1973). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS [Paper presentation]. *Proceeding of the Third ERTS Symposium*, Washington DC, United States.
94. Baret F. y Guyot G. (1991). Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR assessment. *Remote Sensing of Environment*, 35 (2-3), 161-173. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90009-U](https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90009-U)
95. Deering DW. Rouse JW. Iiaa RH. y Schell JA. (1975). Measuring forage production of grazing units from landsat MSS Data [Paper presentation]. *Proceedings of the Tenth International Symposium on Remote Sensing of Environment*, ERIM, Ann Arbor, United States.
96. Thiam AK. (1997). *Geographic Information System and Re-mote Sensing Methods for Assessing and Monitoring Land Degradation in the Shale: The Case of Southern Mauritania* [Doctoral dissertation, Darks University]. ProQuest Dissertations and Theses
97. Perry CR. y Lautenschlager LF. (1984). Functional Equivalence of Spectral Vegetation Indices. *Remote Sensing of Environment*, 14(1-3), 169-182. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(84\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(84)90013-0)
98. Huete AR. (1988). A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25 (3), 295-309. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X)
99. Richardson AJ. y Wiegand CL. (1977). Distinguishing Vegetation from Soil Background Information. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 43(12), 1541-1552.

100. Jackson RD. Slater PN. y Pinter P. (1983). Discrimination of growth and water stress in wheat by various vegetation indices through clear and a turbid atmospheres. *Remote Sensing of Environment*, 13: 187 - 208. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(83\)90039-1](https://doi.org/10.1016/0034-4257(83)90039-1)
101. Walther D. y Shabaani S. (1991). Large scale monitoring of rangelands vegetation using NOAA/AVHRR LAC data: application to the rainy seasons 1989/90 in northern Kenya. *Range Management Handbook of Kenya*; Ministry of Livestock Development: Nairobi, Kenya.
102. Qi J. Chehbouni A. Huete AR. Kerr YH. y Sorooshian S. (1994). A Modified Soil Adjusted Vegetation Index. *Remote Sensing of Environment*, 48(2), 119-126. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(94\)90134-1](https://doi.org/10.1016/0034-4257(94)90134-1)
103. Celik N. (2018). Change Detection of Urban Areas in Ankara through Google Earth Engine [Paper presentation]. 41st Inter-national Conference on Telecommunications and Signal Processing (TSP), Athens, Greece. <https://doi.org/10.1109/TSP.2018.8441377>
104. Zhao H. y Chen X. (2005). Use of normalized difference bareness index in quickly mapping bare areas from TM/ETM+. In *International geoscience and remote sensing symposium*. 3: 1666-1668.
105. Shobha G. y Rangaswamy S. (2018). Machine Learning. In N, Venkat. C.R., Gudivada. Rao, C.R. (Eds), *Computational Analysis and Understanding of Natural Languages: Principles, Methods and Applications* (pp. 197-228). Print Book & E-Book.
106. Morell-Monzó S. Estornell j. y Sebastián-Frasquet, MT. (2020). Comparison of Sentinel-2 and High- Resolution Imagery for Mapping Land Abandonment in Fragmented Areas. *Remote Sensing*, 12, 2062. <https://doi.org/10.3390/rs12122062>
107. Nasir NSB. Mustafa FB. y Muhammad Yusoff SY. (2023). Spatial prediction of soil erosion risk using knowledge-driven method in Malaysia's Steepland Agriculture Forested Valley. *Environment, Development and Sustainability*, s10668-023-03251-8. <https://doi.org/10.1007/s10668-023-03251-8>
108. Demirel T. y Tüzün S. (2011). Multi criteria evaluation of the methods for preventing soil erosion using fuzzy ANP: The case of Turkey. [Conference presentation]. World Congress on Engineering, London, England.
109. Condori-Tintaya F. Pino-Vargas E. y Tacora-Villegas P. (2022). Pérdida de suelos por erosión hídrica en laderas semiáridas de la subcuenca Cairani-Camilaca, Perú. *Idesia*, 40 (2), 7-15. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-34292022000200007>
110. Alewell C. Borrelli P. Meusburger K. y Panagos P. (2019). Using the USLE: chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. *Int. Soil Water Conserv. Res.*, 7, 203 – 225. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.05.004>
111. Wang L. Huang J. Du Y. Hu Y. y Han P. (2023). Dynamic Assessment of Soil Erosion Risk Using Landsat TM and HJ Satellite Data in Danjiangkou Reservoir Area, China. *Remote Sensing*, 5 (8), 3826-3848. <https://doi.org/10.3390/rs5083826>
112. Bernui G. Del Aguila L. Sanes M. Prochazka R. y Bussalleu A. (2022). Evaluación de un test del aliento con carbono 13 para el diagnóstico de *Helicobacter pylori*. *Rev. de*

Gastroenterología del Perú, 42 (1), 13-9.
<http://dx.doi.org/10.47892/rgp.2022.421.1341>

113. Meshesha DT, Tsunekawa A, Tsubo M, y Haregeweyn N. (2012). Dynamics and hotspots of soil erosion and management scenarios of the Central Rift Valley of Ethiopia. *International Journal of Sediment Research*, 27 (1), 84–99. [https://doi.org/10.1016/S1001-6279\(12\)60018-3](https://doi.org/10.1016/S1001-6279(12)60018-3)
114. Khosrokhani M. y Pradhan B. (2013) Spatio-temporal assessment of soil erosion at Kuala Lumpur metropolitan city using remote sensing data and GIS. *Geomatics, Natural Hazards and Risk*, 5 (3), 252-270. <http://dx.doi.org/10.1080/19475705.2013.794164>
115. Papaiordanidis S, Gitas IZ, y Katagis T. (2019). Soil erosion prediction using the revised universal soil loss equation (RUSLE) in Google Earth Engine (GEE) cloud-based platform. *Dokuchaev Soil Bulletin*, 100, 36-52. <https://bulletin.esoil.ru/jour/article/view/538>
116. Kumar R, Deshmukh B, y Kumar A. (2022). Using Google Earth Engine and GIS for basin scale soil erosion risk assessment: A case study of Chambal river basin, central India. *Journal of Earth System Science*, 131, 228. <https://doi.org/10.1007/s12040-022-01977-z>

www.bdigital.ula.ve

Capítulo VI: Conclusiones y recomendaciones

Conclusiones y recomendaciones

Es fundamental entender a cabalidad los conceptos planteados en las diferentes metodologías existentes para la evaluación de la erosión del suelo; las tasas de pérdidas de suelo, los riesgos de erosión y la escala a la que pueden aplicarse las técnicas para su evaluación. Asimismo, resulta perentorio realizar una revisión teórica sobre el suelo, su importancia y conservación, la erosión hídrica, los factores causantes y sus métodos de estudio. Ello es muy importante para el abordaje metodológico propuesto, basado en sensores remotos y otros datos asequibles. La comprensión de dichos conceptos y basamentos permitirá entender de mejor manera la erosión hídrica y abordar la identificación de las áreas erosionadas y su riesgo.

Partiendo de ello, se plantean conclusiones y recomendaciones pormenorizadas de cada uno de los aspectos tratados en esta tesis doctoral, como son: i) la importancia de la ciencia del suelo, sus aplicaciones y necesidad de su seguridad para contribuir al desarrollo sostenible, ii) la conceptualización de la erosión hídrica, sus fundamentos, su evaluación y representación cartográfica, con énfasis en el uso de sensores remotos y Sistemas de Información Geográfica, iii) la evaluación de la calidad de las imágenes con información espectral procedente de los sensores remotos para emplear en la identificación de la erosión y áreas en riesgo, y iv) la identificación de áreas erosionadas y en riesgo de erosión mediante técnicas de percepción remota o procesamiento digital de imágenes y SIG.

i) Importancia de la ciencia del suelo, sus aplicaciones y necesidad de su seguridad para contribuir al desarrollo sostenible

El recurso suelo es fundamental para la vida terrestre, con una serie de funciones esenciales como la producción de biomasa, la regulación de la infiltración y almacenamiento del agua, el almacenamiento de biodiversidad, entre otros. Por ello, la ciencia del suelo se ha desarrollado estrechamente vinculada con la historia de su utilización y ha evolucionado desde un enfoque edafológico para la agricultura hasta incluir su confrontamiento con los cambios ambientales contemporáneos y sus consecuencias.

En este contexto, se debe resaltar la importancia de comprender la información básica generada por los especialistas de la ciencia del suelo, su adquisición, análisis e interpretación, así como la necesidad de organizar y clasificar la información generada para su amplio y creciente aprovechamiento y utilidad en diferentes categorías de estudio.

De igual modo, se destaca la necesidad de integrar otras disciplinas como la geoestadística y otros avances tecnológicos para mejorar la precisión de los estudios de suelos. Asimismo, se debe enfatizar la importancia de representar la distribución de los suelos y sus procesos en el paisaje a través de mapas elaborados con Sistemas de Información Geográfica (SIG) y sensores remotos. Además, se debe hacer hincapié en la importancia de la complementariedad de disciplinas en la ciencia del suelo, que permite un enfoque explicativo común para su comprensión y aplicación.

En cuanto a las contribuciones de la ciencia del suelo en el contexto del desarrollo sostenible, resalta su papel como nexo esencial entre diferentes esferas del ambiente terrestre y su potencial para contribuir a los Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODS) propuestos por las Naciones Unidas. Para ello, resulta necesario explorar el concepto de seguridad del suelo (SS) y su relación con la gestión sostenible del mismo, destacando su importancia en la producción de alimentos, agua dulce, sostenibilidad energética y climática, conservación de la biodiversidad y protección de los bienes y servicios ecosistémicos. En el mismo orden de ideas, se debe realzar la contribución a la comprensión y prevención de amenazas naturales activadas o aceleradas por la acción antrópica, como los procesos de erosión, los movimientos en masa y las inundaciones.

En consecuencia, se deben proponer estrategias para la ciencia del suelo en la próxima década, que incluyan una mayor aplicación de la investigación en políticas, asociaciones interdisciplinarias para evaluar las funciones de la ciencia del suelo y la integración de métodos de monitoreo, seguimiento y modelización para garantizar políticas basadas en el suelo que puedan resistir las incertidumbres del futuro. También se debe destacar la importancia de abordar las brechas de conocimiento en la ciencia del suelo e identificar métodos de trabajo efectivos que aseguren que la investigación tenga un impacto en el mundo real.

ii) Conceptualización de la erosión hídrica, sus fundamentos, su evaluación y representación cartográfica, con énfasis en el uso de sensores remotos y Sistemas de Información Geográfica

Abordando ahora la temática de la erosión hídrica, existen muchas evidencias a nivel mundial, de la acción de los procesos de erosión del suelo, influenciados por factores físico-

naturales y antropogénicos, así como también, de la importancia del equilibrio natural que debe existir entre el suelo, clima y vegetación para evitarla o minimizarla.

En cuanto al uso de imágenes satelitales, permiten realizar evaluaciones e investigaciones sobre erosión, principalmente de forma cualitativa. Estas modalidades permiten visualizar y hacer un seguimiento de dichos procesos en tiempo y espacio. Asimismo, los SIG, ofrecen capacidades para la representación cartográfica, análisis y ahorro de tiempo en la gestión y estudio de estos procesos.

Ampliando el tema del uso de los SIG y sensores remotos en la evaluación y representación cartográfica de la erosión hídrica, se destaca el empleo de los SIG para elaborar o emplear Modelos Digitales de Elevación (MDE) que permiten calcular la pendiente, identificar umbrales para determinar barrancos, localizar cárcavas incipientes, y estudiar la contribución de los sedimentos y otros procesos relacionados con la erosión. De igual modo se debe subrayar la importancia de la integración de datos de diferentes tipos y fuentes en las evaluaciones con los SIG.

Resulta evidente el impacto revolucionario de los productos de sensores remotos, especialmente de las imágenes satelitales en la cartografía de suelos, los cuales han permitido la identificación de los mismos y los fenómenos que los afectan, así como también, la vigilancia ambiental y la gestión de los recursos naturales. No obstante, se advierte sobre la necesidad de cautela en el uso de las geotecnologías para evitar repercusiones negativas en la calidad de los resultados de la investigación y en la planeación ambiental.

En cuanto a la conservación del suelo, destaca la necesidad de conservarlos debido a la pérdida de los rendimientos anuales de cultivos causada por la erosión hídrica. De igual modo, la conservación de suelos, debe realizarse para la protección integral de las cuencas hidrográficas (especialmente las tropicales). Además, resulta necesario realizar estudios de erosión que permitan determinar las tierras afectadas en diferentes grados de daño, los riesgos potenciales asociados a sus diferentes usos y las situaciones de conflicto, para tomar medidas de prevención, mantenimiento, defensa y/o recuperación.

iii) Evaluación de la calidad de las imágenes con información espectral procedente de los sensores remotos para emplear en la identificación de la erosión y áreas en riesgo

Un aspecto importante en el empleo de imágenes satelitales para el estudio de los procesos de erosión, son las correcciones que ayudan a reducir los efectos atmosféricos y topográficos. La aplicación y posterior comparación de las diferentes correcciones atmosféricas (CA) y de sombreado topográfico (CST), arrojó que la elección de los métodos es crucial para la precisión de los datos obtenidos de las imágenes satelitales (la elección afecta significativamente la calidad de las imágenes satelitales). Así, el método LaSRC (imágenes Landsat), en el caso de las CA, ha demostrado ser el más adecuado en la corrección de curvas de reflectancia. Caso contrario ocurre con los métodos de CST, los cuales deben ser aplicados a fin de poder determinar el que mejor se desenvuelva en un área dada. Se concluye que ambas correcciones son aspectos críticos en el procesamiento de imágenes Landsat 8 OLI, y se sugiere seguir investigando y considerar otros enfoques y variables para obtener la combinación de métodos más efectivos en áreas de suelos desnudos o erosionados de zonas montañosas, donde se deseen desarrollar estudios de orden cuantitativo y que también puedan significar ahorro de tiempo.

Referente a las correcciones de imágenes Sentinel 2, descargar imágenes con nivel L2A constituye la mejor alternativa para obtener una imagen con CA (los cuales se puede acceder por medio del sitio oficial de la ESA). En cuanto a las CST, al igual que en Landsat 8 OLI, se deben ejecutar los diferentes algoritmos a fin de encontrar el que denote los mejores resultados, y que en el caso de Sentinel 2, amerita la inclusión de un MDE de mayor resolución espacial como lo es Alos Palsar (12,5 m remuestro a 10 m).

iv) Identificación de áreas erosionadas y en riesgo de erosión mediante percepción remota y SIG

Con el aumento de los impactos humanos sobre el medio ambiente, especialmente en términos de intensificación de las actividades agrícolas y el cambio climático, existe la necesidad de evaluar y monitorear continuamente las áreas erosionadas y en riesgo y los factores que contribuyen a ellas. Muchos son los enfoques estandarizados que evalúan el problema de la erosión del suelo según las condiciones de EE.UU. y Europa principalmente. Sin embargo, en la mayoría de los demás países, especialmente en vías de desarrollo, todavía

hay una ausencia de marcos metodológicos estandarizados que ofrezcan resultados comparables a través de grandes áreas como base para el seguimiento a escala regional.

Por lo anteriormente expuesto, se ha propuesto una metodología para identificar áreas erosionadas y en riesgo de erosión (EAER, por sus siglas en inglés), basada en técnicas de percepción remota y Sistemas de Información Geográfica (SIG), enfocada en el tratamiento de datos espectrales de reflectancia procedentes de una imagen satelital. De igual modo, este resultado se asocia a estimaciones de riesgo potencial de erosión hídrica (RPEH).

La cartografía EAER implica dos alternativas, la primera derivada a partir del cálculo de distancia espectral euclidiana a suelos desnudos y la segunda, recurriendo a una técnica de percepción remota seleccionada mediante regresión lineal. Por su parte, el RPEH, toma en consideración datos mínimos de precipitación (datos mensuales y anuales), de suelos (textura y materia orgánica) y de topografía (MDE), los cuales se pueden hallar en bases de datos de instituciones públicas como INAMEH, laboratorio de suelos o sitios web (portales de información).

Los resultados definidos por las regresiones lineales para escoger las técnicas de procesamiento digital de imágenes en cada una de las cuencas, indican que no se debe seleccionar alguna en particular como una receta, por el contrario, se deben realizar comparaciones de los desenvolvimientos de cada uno de ellas en las áreas, pues las características de las reflectancias de las coberturas y sus distribuciones espaciales, ejercen influencia en los resultados. Dicha conclusión parte de los resultados obtenidos en las cuencas quebrada Seca y Parada (estado Táchira), en las cuales cada una de ellas arrojó diferentes técnicas para su uso como alternativa EAER.

Con respecto al resultado de la aplicación de la metodología de RPEH, indica que hay que prestar atención en primer lugar, a las áreas categorizadas con “*riesgo alto*” y “*muy alto*” de degradación por erosión hídrica, respectivamente. En segundo lugar, no deben descuidarse las áreas tipificadas con “*riesgo moderado*”. Estos resultados deben ser comprendidos también, a partir de la influencia de cada uno de los factores involucrados: precipitación, suelos y topografía (este último derivado de Alos Palsar para un resultado más satisfactorio).

La asociación de los resultados hallados por medio del análisis de RPEH y las cartografías EAER desarrolladas y otros datos, podrían ayudar a considerar medidas necesarias en cuanto

a conservación de suelos, así como también su aplicación en la planificación del territorio para el desarrollo socioeconómico ambientalmente sostenible y la determinación de áreas susceptibles a procesos en laderas. Los resultados señalan que existe una relación entre las diferentes técnicas de percepción remota, los umbrales de clasificación para la identificación precisa de áreas erosionadas y en riesgo de erosión y los valores de RPEH.

A modo de aclaratoria, la comparación de cartografías de áreas erosionadas y en riesgo en $\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, planteada al final de los resultados en el capítulo IV (tabla 8), fue únicamente un ejercicio de SIG (por cuanto no debe considerarse una tasa potencial de pérdida de suelo). Su objetivo era enfatizar las diferencias en el uso de ambas cartografías, basadas en la suma de valores de los píxeles de RPEH por categoría EAER. Sin embargo, este cálculo tiende a exagerar las pérdidas de suelo en estas unidades. Por ello, en las tablas 15 y 16 del capítulo V, se presentan las comparaciones en hectáreas, a fin de evitar dichas exageraciones provocadas por la operación de suma de píxeles, las cuales aumentan aún más en imágenes de mayores resoluciones; de modo más específico, debido a que el número de píxeles para un área dada es mucho mayor en una imagen S2 en contraste a una L8, el resultado de aplicar un cálculo de suma de valores de píxeles de RPEH resultaría ser mucho más elevado en un producto derivado de S2, impidiendo así la comparación coherente entre esta cartografía con una derivada de L8, es decir entre diferentes resoluciones espaciales.

A modo de cierre

Esta investigación constituye una contribución a la falta de datos de precipitación y suelo, necesarios en las metodologías paramétricas. Por ello, se adoptó la premisa de que esta carencia sólo debe resolverse con insumos digitales libres y disponibles que ayuden a identificar potenciales zonas *hot spot* de erosión y a simular las respuestas de la erosión al uso del suelo y al cambio climático, lo que la convierte en una solución que podría asociarse con variables derivadas del MDE, por ejemplo, índices de humedad, u otros tipos de cartografía categórica o continua. No obstante, independientemente de los métodos que se empleen, no debe descartarse un estudio sobre el terreno de mediciones georreferenciadas (cuando sea factible), relativas a los sitios y características de la erosión, con el fin de ampliar la evaluación de la erosión.

En añadidura, la metodología EAER desarrollada, ilustra las técnicas para identificar áreas erosionadas y en riesgo factibles y los conjuntos de datos de entrada para los que existe

suficiente información espacial, haciendo hincapié en la simplicidad necesaria para su aplicación a escala de cuencas o incluso regional.

La metodología EAER también puede ser aplicada con imágenes de mayor resolución o que abarquen extensiones mayores (también de forma semiautomatizada), sin embargo, implica un mayor coste computacional, ya que involucran mayores cantidades de datos. Esto podría superarse utilizando plataformas de computación en la nube como *Google Earth Engine* (GEE), que pueden computar y procesar grandes volúmenes de datos geoespaciales en intervalos de tiempo muy cortos y que se han aplicado recientemente a la preparación de las variables requeridas por métodos como USLE y RUSLE.

La identificación de EAER podría vincularse con análisis multitemporales, esta puede utilizarse para investigar el efecto del historial del cambio de coberturas y uso de la tierra y su relación con la erosión hídrica, así como también para dar cuenta de la interacción entre áreas que presentan vegetación y los factores del riesgo potencial para adquirir un mayor conocimiento en la conservación del suelo y la gestión de los ecosistemas, siempre y cuando se tome en consideración el procurar igualar los valores de captura de las imágenes satelitales (ángulos y fechas de adquisición, entre otros), así como también de los umbrales en las curvas ROC.

También se puede requerir un análisis multitemporal en la clasificación de erosión activa y pasiva (y sus grados), para lo cual identificar áreas erosionadas constituye un paso previo. Las áreas de erosión activa, cárcavas por ejemplo, son de gran importancia, porque ellas suelen aportar las principales cantidades de sedimentos en una cuenca, mientras que las pasivas aportan pocos o ningún sedimento.

Aunque los avances tecnológicos son evidentes, no hay que olvidar que los modelos de erosión no son necesariamente infalibles o libres de defectos aparentes; reconocerlos mejora la actitud hacia su evaluación y cambia la forma en que se caracterizan y comunican sus actuaciones, lo que en última instancia conduce a una mejor comprensión de la erosión del suelo. Por tanto, la calibración de los datos y la verificación de resultados deben considerar preferentemente la distribución espacial de las áreas erosionadas y en riesgo y los valores absolutos de RPEH. Sin embargo, es necesario hacer concesiones entre el esfuerzo adicional y el aumento de la precisión de los resultados (si es menester hacerlo).

Ahora bien, en cuanto a la escogencia de la cartografía EAER a emplear o recomendar, los resultados obtenidos permiten indicar que deben ser usadas de forma complementaria en un área de interés, pues los EAER derivados de la distancia espectral euclidiana a suelos desnudos, conlleva a incluir mayores extensiones de áreas erosionadas y en riesgo. Por su parte los EAER derivados de técnicas de procesamiento digital de imágenes, presentan menos extensiones de estas categorías, por lo que un uso complementario puede establecer un escenario extremo y otro más conservador. Dentro de este apartado también resulta necesario comentar que dichos resultados se pueden afinar a partir de la aplicación de máscaras (concepto SIG) que cubran las infraestructuras urbanas o la vialidad, por mencionar algunos ejemplos.

A pesar de la falta de fiabilidad y de las incertidumbres asociadas de los datos (principalmente de precipitación y suelos) y de los subsiguientes resultados modelizados, la metodología EAER conjuntamente a RPEH, proporcionan descripciones de los factores que contribuyen a la definición del riesgo de erosión del suelo en un área dada.

La investigación desarrollada bosqueja algunas técnicas de procesamiento digital de imágenes y estadísticas que podrían utilizarse (existen muchas otras) y los datos disponibles para identificar las áreas erosionadas y en riesgo. Sin embargo, el enfoque metodológico presentado no debe interpretarse como una única vía, sino más bien como uno que oriente la selección de técnicas de procesamiento digital de imágenes y de conjuntos de datos apropiados en función de la complejidad de las áreas de estudio y de la dependencia de la escala.

En este sentido, áreas provistas de vegetación pero con riesgo de erosión identificadas en las diferentes cuencas, son importantes en términos de decisiones de gestión ambiental. Los resultados indican aquellas áreas que son intrínsecamente susceptibles a la erosión, pero que actualmente están protegidas por la vegetación. Por tanto, es necesario diseñar estrategias adecuadas para estas con el fin de proteger la cubierta vegetal actual, conclusión extrapolable a otras áreas que sean de interés de estudio.

El análisis relacional entre las muestras establecidas como referencia o verdad terreno (seleccionadas por interpretación visual de imágenes de muy alta resolución), con las establecidas por los métodos cartográficos propuestos, permitió evaluar los acuerdos y desacuerdos de las metodologías EAER. Estas se pueden usar de forma complementaria,

asociada a mapas de coberturas por medio de tabulaciones cruzadas, a un tamaño de área mínima de interés, o a un rango específico de pendiente o humedad, análisis que podría ayudar a definir la consideración o no, del establecimiento de medidas de conservación de suelos en las mismas. También se podría asociar los resultados de las muestras a las valoraciones de pendiente de la metodología RPEH, de esta forma se obtendrían mejores correlaciones.

Otro método que se está considerando para identificar áreas erosionadas y en riesgo en imágenes de satélite es la Inteligencia Artificial (IA), que se centra en el uso de datos y algoritmos para imitar la forma en la que aprenden los seres humanos. El aprendizaje automático (Machine Learning) es un campo de IA y la informática, que mejora gradualmente su precisión (software como ENVI tiene este tipo de módulo para su aplicación).

Finalmente, podría ser útil determinar el impacto relativo de los distintos escenarios de uso y gestión del suelo, así como con fines comparativos con posibles escenarios en el marco del cambio climático, pues se argumenta que este aumentará las áreas erosionadas en el futuro, especialmente cuando se prevé un aumento de la intensidad de las precipitaciones y/o de la frecuencia de fenómenos extremos (señalados en el capítulo introductorio). Sin embargo, ciertos cambios en el uso del suelo que provocan una reducción de la cubierta vegetal pueden tener un impacto mayor en el riesgo de erosión, más que cualquier otro cambio climático posible.

Líneas futuras de investigación

Según las conclusiones previamente señaladas, se observa la necesidad de continuar investigando principalmente en la última fase de la metodología, que ha mostrado ser mucho más crítica que la predecesoras. Es necesario aumentar la detección de las áreas erosionadas y en riesgo de menor tamaño, que son omitidos al definir un valor de sensibilidad/especificidad como umbral en las curvas ROC.

Probablemente, la detección de áreas erosionadas y en riesgo podría ser mejorada, en el caso de Landsat, empleando una fusión de los resultados con la imagen pancromática, posterior al análisis comparativo entre los valores RPEH y EAER, pudiendo de esta forma afinar la interpretación de los resultados y así alcanzar un mayor éxito de la cartografía de áreas

erosionadas. En el caso de las imágenes Sentinel 2, aunque no posea banda pancromática, sus resultados superan a los ofrecidos por Landsat, aún si estos fuesen fusionados.

Sería interesante desarrollar la metodología que aborda la primera fase (RPEH), a partir de datos más precisos de suelos y precipitación a fin de definir una mayor nitidez de los cambios del riesgo potencial en un área de estudio en particular. Tampoco se descarta emplear otros tipos de datos como Worldclim (<https://www.worldclim.org/>), SoilGrids (<https://soilgrids.org/>), entre otros, para complementar datos faltantes, o para ejecutar la metodología RPEH a una escala más pequeña.

Por otro lado, se considera importante evaluar la fiabilidad de los diversos pasos metodológicos aplicados para las imágenes Landsat y Sentinel 2, con información de referencia obtenida directamente en el terreno, especialmente para evaluar los errores de omisión relacionados con los diferentes objetivos definidos por cada uno de ellos. En el caso de las imágenes Landsat se ha observado la necesidad de una validación rigurosa mayor en áreas donde exista mucha presencia de píxeles con reflectancia perteneciente a infraestructura, debido a que estos suelos tienden a confundirse con los suelos desnudos.

Otras líneas de investigación son:

- Realizar una investigación que presente una perspectiva general de la degradación del suelo por erosión hídrica en los andes venezolanos y muy especialmente en el estado Táchira, con énfasis en su evaluación y representación cartográfica, a fin de comprender la dinámica de estos procesos en dicho espacio.
- Caracterizar las variables biofísicas de los Andes venezolanos (coberturas, pendiente, precipitación, propiedades del suelo), para identificar áreas erosionadas y en riesgo de erosión mediante sensores remotos y SIG requeridos también para determinar la influencia de los factores en la distribución de los procesos de erosión (elaboración de cartografía regional).

Finalmente, se pretende divulgar los pasos metodológicos propuestos para que puedan ser utilizados y evaluados por la comunidad científica, desarrolladores de evaluaciones ambientales, estudiantes de pregrado y postgrado y todos aquellos interesados en la identificación de áreas erosionadas y en riesgo.