



UNIVERSIDAD
DE SALAMANCA

CAMPUS DE EXCELENCIA INTERNACIONAL

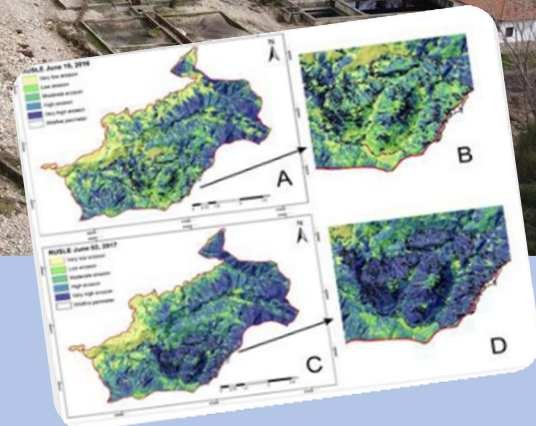
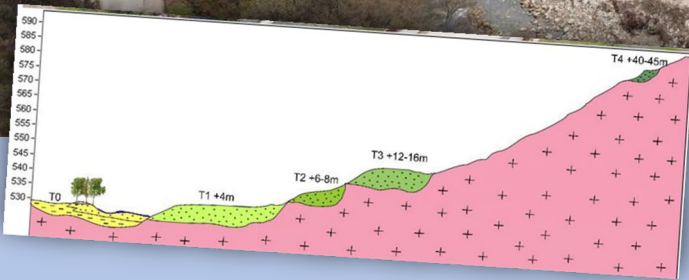
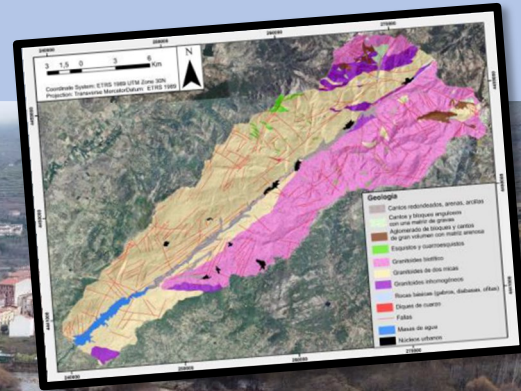
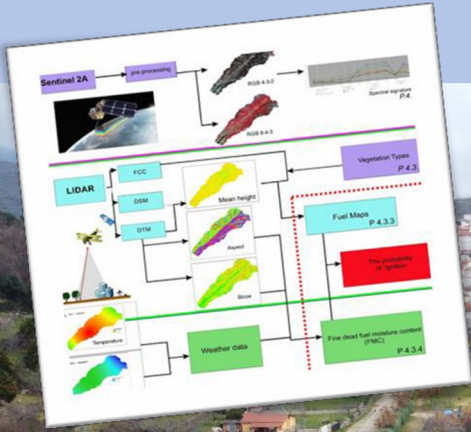
UNIVERSIDAD DE SALAMANCA

Departamento de Geología

UNIVERSIDAD DE SALAMANCA



Facultad de Ciencias



TESIS DOCTORAL:

ESTUDIO GEOAMBIENTAL DEL VALLE DEL JERTE APLICADO A LOS RIESGOS DE EROSIÓN: TELEDETECCIÓN Y SIG

YOLANDA SANCHEZ SANCHEZ

Salamanca 2021



DEPARTAMENTO DE GEOLOGÍA

**ESTUDIO GEOAMBIENTAL DEL VALLE DEL JERTE APLICADO
A LOS RIESGOS DE EROSIÓN: TELEDETECCIÓN Y SIG**

Memoria presentada en el departamento de Geología (Área de Geodinámica Externa) por **Yolanda Sánchez Sánchez** para optar al grado de **Doctor en Geología** por la **Universidad de Salamanca**.

Directores de Tesis:

Dr. Antonio Miguel Martínez Graña

Decano de la facultad de Ciencias y Profesor titular del Departamento de Geología (Geodinámica externa)

Facultad de Ciencias

Universidad de Salamanca

Dr. Fernando Santos Francés

Catedrático del Departamento de Biología Animal, Parasitología, Ecología, Edafología y Química Agrícola (Edafología y química Agrícola).

Facultad de Ciencias Ambientales

Universidad de Salamanca

Los doctores Antonio Miguel Martínez Graña y Fernando Santos Francés,

AUTORIZAN:

La presentación de la Tesis Doctoral titulada “Estudio Geoambiental del Valle del Jerte aplicado a los Riesgos de Erosión: Teledetección y SIG” mediante el formato de compendio de artículos/publicaciones según la normativa aprobada por la comisión de Doctorado y Posgrado de la Universidad de Salamanca el 25 de febrero de 2013.

Esta tesis doctoral está constituida por un compendio de 4 artículos científicos publicados en revistas internacionales –web of science- de alto impacto:

1. Sánchez, Y.; Martínez-Graña, A.; Santos-Francés, F.; Yenes, M. Influence of the sediment delivery ratio index on the analysis of silting and break risk in the Plasencia reservoir (Central System, Spain). *Nat. Hazards* 2018, 91, 1407–1421. Doi: 10.1007/s11069-018-3182-6.
<https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11069-018-3182-6>
2. Sánchez Sánchez, Y.; Martínez-Graña, A.; Santos Francés, F.; Mateos Picado, M. Mapping Wildfire Ignition Probability Using Sentinel 2 and LiDAR (Jerte Valley, Cáceres, Spain). *Sensors* 2018, 18, 826.
<https://doi.org/10.3390/s18030826>
3. Sánchez Sánchez, Y.; Martínez Graña, A.; Santos- Francés, F. Remote Sensing Calculation of the Influence of Wildfire on Erosion in High Mountain Areas. *Agronomy* 2021, 11, 1459.
<https://doi.org/10.3390/agronomy11081459>
4. Sánchez Sánchez, Y.; Martínez Graña, A.; Santos-Francés, F.; Reyes Ramos, J.L.; Criado, M. Multitemporal Analysis of Land Use Changes and Their Effect on the Landscape of the Jerte Valley (Spain) by Remote Sensing. *Agronomy* 2021, 11, 1470.
<https://doi.org/10.3390/agronomy11081470>

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, agradecer a mis directores de tesis, los doctores Antonio Martínez Graña y Fernando Santos Francés por enseñarme a investigar, a hacerme preguntas y buscarle las respuestas, y por todo el apoyo y comprensión durante el desarrollo de esta tesis doctoral.

A la Dra Pilar Rojo, por tener siempre ese cariño y esa dulzura haciendo los análisis de suelos con la mayor brevedad posible, y de manera exhaustiva para que los resultados siempre sean perfectos.

Al Dr Pablo Silva, por todos los buenos ratos tanto en las alturas como sobre un buen plato de pizza, gracias por todos los empujoncitos semanales que me has aportado y por todas esas geoformas que me has mostrado y explicado.

Además, desde el punto de vista personal quiero agradecer:

A Javi, por la paciencia infinita que has tenido conmigo durante todo este tiempo y por todas las dudas resueltas instantáneamente. Gracias Javi por absolutamente todo.

A Imma por aguantarme pared con pared día a día, tanto andando en vertical como sobre ruedas, por todas esas risas y alegrías que me has aportado.

A todo el pasillo de geodinámica, tanto externa como interna, a Puy, a Mariano, a Gabi Santos, a Gabi Gutiérrez, a Bego, Lorena, Irene ... gracias por todos los empujoncitos diarios, en forma de café, de conversación, de risas o de bicicletas, hacéis que pasar por ese pasillo sea más entretenido. Y al resto del departamento de Geología de la USAL, a Mercedes Suarez, a Juan Morales, a José Ángel, a Juan Carlos, etc. por aportarme todos esos conocimientos geológicos que me bailaban.

A mi unión aún con ambientales, a Carmelo, a Leticia y Marco, por seguir recordándome mis inicios, tanto estadísticamente como edafológicamente, un café en la cafetería de ambientales siempre significa estar rodeada de amigos.

Y por último y no menos importante a mi familia, a mis padres y a mi hermana por estar siempre ahí y por apoyarme. Y a ti, Marina, por apoyarme ya hace 5 años en esta decisión y acompañarme todos los días en este proyecto,

en momentos de estrés, de felicidad, de presión, de alegrías... Y a tus padres que cada alegría que vivo es maravillosa compartirlo con ellos.

En definitiva, a toda esa gente que en este camino me ha enseñado a formarme como investigadora, como docente, como geóloga, como ambientóloga y especialmente como persona, todos habéis aportado vuestro granito de arena de cada forma particular, en esta tesis doctoral.

Tabla de contenido

RESUMEN Y ABSTRACT	2
RESUMEN	4
ABSTRACT	7
1. INTRODUCCIÓN, ANTECEDENTES Y OBJETIVOS	10
1.1. Introducción	12
1.2. Antecedentes	16
1.3. Área de estudio: el Valle del Jerte	25
1.4. Objetivos	67
2. MATERIALES Y MÉTODOS	68
2.1. Materiales	70
2.2. Métodos	73
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	96
3.1. Resultados	98
3.2. Discusión	116
4. CONCLUSIONES	122
5. REFERENCIAS	128
6. ARTÍCULOS	146

RESUMEN Y ABSTRACT

RESUMEN

La erosión del suelo se percibe como uno de los problemas ambientales más importantes en la actualidad. A día de hoy son cuestiones apremiantes los aspectos relacionados con los métodos de cuantificación de la erosión, sus causas, sus afecciones en el paisaje y las distintas medidas eficaces para la mitigación de este riesgo. Por ello en esta tesis doctoral se han aplicado métodos empíricos empleando Sistemas de Información Geográfica -SIG- y análisis con Teledetección enfocados a estudios Geoambientales en los riesgos de erosión.

A partir de imágenes de los satélites Sentinel 2 y Landsat 8, datos obtenidos por "*Light Detection and Ranging*" -LiDAR- y diversas cartografías temáticas se ha desarrollado un protocolo de análisis para la actualización de manera sencilla, rápida y económica de la cartografía de riesgo de erosión.

Este análisis se ha aplicado al Valle del Jerte, cuantificando los sedimentos arrastrados de las áreas fuente y sedimentados en el embalse Jerte-Plasencia, estimando el volumen de sedimentos erosionado y posteriormente sedimentado en la cuenca del río Jerte. Esta problemática ha sido estudiada con mayor detalle en la producción de sedimentos posterior al incendio de la Reserva Natural de la Garganta de los Infernos ocurrido el 20 de agosto de 2016. Una vez cuantificado el material producido, erosionado y sedimentado en este evento se han analizado los patrones espaciales e índices de diversidad, forma y fragmentación del paisaje y de los usos del suelo en el Valle de Jerte para estudiar las modificaciones en el paisaje a lo largo del tiempo y las afecciones antrópicas.

Todos ellos se han desarrollado a partir de la realización de las cartografías de erosión pluvial, erosionabilidad del suelo, longitud y declive de pendiente y la cubierta de vegetación del área de estudio y aplicando la ecuación de la "*Universal Soil Loss Equation*" -USLE-RUSLE2 - se han obtenido unos resultados muy destacables de los procesos erosivos naturales en el Valle del Jerte. La erosión real del valle es de entre 0 y 189 Tm/ha·año, presentando una erosión media de 7,07 Tm/ha·año. Posteriormente aplicando el Coeficiente de Entrega de Sedimentos (CES) se observó que de esta cantidad el 86,24% de los sedimentos son movilizados, quedando el resto sedimentados en la cuenca del

río Jerte, por lo que finalmente solo 0,91 Tm/ha·año (13,76%) llegan al embalse Jerte-Plasencia. Esta metodología fue comparada con otras similares como por ejemplo el método de Lawrence, obteniendo mejores resultados con la metodología utilizada en esta tesis doctoral.

Se ha mejorado la precisión del factor de la vegetación -factor C- en la ecuación USLE, para ello se han fusionado imágenes obtenidas a partir del satélite Sentinel 2, con un periodo de retorno de 10 días, realizando diferentes combinaciones de bandas (RGB Falso color y RGB Color verdadero) para ajustar con la mejor precisión posible las firmas espectrales de la vegetación, obteniendo a partir de clasificaciones supervisadas de las imágenes una cartografía de vegetación con una exactitud del 88% (Kappa =0,86). Además, fusionando esta cartografía de vegetación con datos LiDAR se ha realizado la caracterización de las masas arbóreas. Este proceso ha servido como base cartográfica para analizar los procesos erosivos del suelo de forma multitemporal y con mayor precisión.

Igualmente se han validado los efectos puntuales de un incendio forestal, aplicando el cálculo de índices a partir de la combinación de bandas de diferentes longitudes de onda del espectro electromagnético, como por ejemplo el Índice de Vegetación Normalizada -NDVI-. Esto ha facilitado la obtención de mejores resultados en resolución y cuantificación de la erosión en el área afectada por el incendio. Otro ejemplo validado en la tesis se refiere a la severidad de “quemado” de cada área del incendio forestal aplicando el Índice de Calcinación Normalizada -NBR-. Esta relación entre el NBR y el NDVI en el área afectada por el incendio forestal ocurrido en la Garganta de los infiernos muestra que un año después del incendio, las áreas que no fueron afectadas por el fuego la erosión fue similar mientras que en las zonas donde la severidad del incendio fue moderada la erosión aumento de 31 a 74 Tm/ha·año, 2,5 veces más. En los lugares donde la severidad del incendio fue alta la erosión ha aumentado severamente de 11 a 70 Tm/ha·año, 6 veces más.

La realización del análisis multitemporal de la variabilidad en los usos del suelo durante el intervalo temporal entre 1994 y 2019 ha permitido mediante SIG y Teledetección conocer la evolución y posibles vulnerabilidades en la erosión. Esto se ha realizado a partir de una cartografía de unidades de paisaje obtenida

del estudio de los parámetros geoambientales en el Valle del Jerte aquí presentados, con las imágenes de satélite Landsat 5 y 7 y mediante el análisis de patrones espaciales e índices de diversidad y fragmentación, analizados con el software Fragstat. Los resultados muestran que las superficies arboladas disminuyen ligeramente, los cultivos de cerezos ascienden en altitud y las grandes perturbaciones ambientales (incendios forestales principalmente) afectan negativamente al mosaico ambiental. Los cambios en los usos del suelo afectan al paisaje, que desarrolla teselas de mayor tamaño (+5 ha) y menos fragmentadas, un 200% menos, pero más aisladas (0,12). Además, tanto el índice de Simpson (0,03 puntos) como el índice de Shannon (0,13 puntos) o el índice de uniformidad (0,06 puntos) muestran que la diversidad ha disminuido.

La metodología implementada en esta tesis doctoral permite una mayor precisión en los resultados y facilita su implementación en regiones que presenten las características similares siguientes: áreas geográficas extensas con muchas tipologías distintas de usos del suelo, regiones remotas de difícil acceso, etc.

ABSTRACT

Soil erosion is perceived as one of the most important environmental problems today. Aspects related to the quantification methods of erosion, its causes, its effects on the landscape and the different effective measures for the mitigation of this risk are nowadays pressing issues. Therefore, in this doctoral thesis we have applied empirical methods using Geographic Information Systems (GIS) and remote sensing analysis focused on geoenvironmental studies on erosion risks.

Using images from Sentinel 2 and Landsat 8 satellites, data obtained by "Light Detection and Ranging" -LiDAR- and several thematic cartographies, an analysis protocol has been developed to update in a simple, fast and economic way the erosion risk cartography.

This analysis has been applied to the Jerte Valley, quantifying the sediments carried from the source areas and sedimented in the Jerte-Plasencia reservoir, estimating the volume of sediments eroded and subsequently sedimented in the Jerte river basin. This problem has been studied in greater detail in the sediment production following the fire in the Garganta de los Infiernos Nature Reserve that occurred on August 20, 2016. Once the material produced, eroded and sedimented in this event has been quantified, the spatial patterns and indices of diversity, shape and fragmentation of the landscape and land uses in the Jerte Valley have been analyzed to study the modifications in the landscape over time and the anthropic affectations.

All of them have been developed from the mapping of rain erosion, soil erodibility, length and slope gradient and vegetation cover of the study area and by applying the "Universal Soil Loss Equation" -USLE-RUSLE2- we have obtained very remarkable results of the natural erosive processes in the Jerte Valley. The real erosion of the valley is between 0 and 189 Tm/ha/year, with an average erosion of 7.07 Tm/ha/year. Subsequently, applying the Sediment Delivery Coefficient (SDC), it was observed that 86.24% of this amount of sediment is mobilized, the rest remaining sedimented in the Jerte river basin, so that finally only 0.91 Tm/ha/year (13.76%) reaches the Jerte-Plasencia reservoir.

This methodology was compared with other similar ones such as the Lawrence method, obtaining better results with the methodology used in this doctoral thesis.

The accuracy of the vegetation factor -factor C- in the USLE equation has been improved by fusing images obtained from the Sentinel 2 satellite, with a return period of 10 days, using different combinations of bands (RGB False color and RGB True color) to adjust the spectral signatures of the vegetation with the best possible accuracy, obtaining from supervised classifications of the images a vegetation mapping with an accuracy of 88% (Kappa =0.86). In addition, fusing this vegetation mapping with LiDAR data, the characterization of the tree masses has been carried out. This process has served as a cartographic basis to analyze soil erosion processes in a multitemporal way and with greater accuracy.

Likewise, the punctual effects of a forest fire have been validated, applying the calculation of indexes from the combination of bands of different wavelengths of the electromagnetic spectrum, such as the Normalized Vegetation Index - NDVI-. This has facilitated obtaining better results in resolution and quantification of erosion in the area affected by the fire. Another example validated in the thesis refers to the severity of "burn" of each area of the forest fire by applying the burn index -NBR-. This relationship between NBR and NDVI in the area affected by the forest fire in the Garganta de los Infiernos shows that one year after the fire, the areas that were not affected by the fire had similar erosion while in the areas where the severity of the fire was moderate, erosion increased from 31 to 74 Tm/ha/year, 2.5 times more. Where fire severity was high, erosion increased severely from 11 to 70 mt/ha/yr, 6 times more.

The multitemporal analysis of the variability in land use during the time interval between 1994 and 2019 has allowed us to know the evolution and possible vulnerabilities in erosion by means of GIS and remote sensing. This has been done from a mapping of landscape units obtained from the study of geoenvironmental parameters in the Jerte Valley presented here, with Landsat 5 and 7 satellite images and by analyzing spatial patterns and indices of diversity and fragmentation, analyzed with Fragstat software. The results show that wooded areas decrease slightly, cherry crops increase in altitude and large environmental disturbances (mainly forest fires) negatively affect the environmental mosaic. Changes in land use affect the landscape, which develops

larger tesserae (+5 ha) and less fragmented, 200% less, but more isolated (0.12). In addition, both Simpson's index (0.03 points) and Shannon's index (0.13 points) or the evenness index (0.06 points) show that diversity has decreased.

The methodology implemented in this doctoral thesis allows greater precision in the results and facilitates its implementation in regions that present the following similar characteristics: large geographic areas with many different land use typologies, remote regions with difficult access, etc.

1. INTRODUCCIÓN,
ANTECEDENTES Y OBJETIVOS

1.1. Introducción

La investigación sobre la erosión hídrica del suelo es una temática la que se ha trabajado en las últimas décadas (Van der Knijff *et al.*, 2000; Martínez-Graña *et al.*, 2015; Panagos *et al.*, 2020) porque se percibe como uno de los problemas ambientales más importantes del mundo actual. La erosión por la acción del agua en el suelo se ve agravada por la presión humana y por determinadas actividades que implican un cambio en los usos del suelo, la vegetación, y consecuentemente en las propiedades del suelo.

En España un 30% de la superficie sufre procesos erosivos importantes, con una pérdida media de suelo de 14,16 Tm/ha·año, en el año 2017, siendo las comunidades con mayores pérdidas de suelo, Cataluña, Andalucía y Cantabria superando las 21 Tm/ha·año. Extremadura se encuentra en las comunidades con una pérdida de suelo media de 8,3 Tm/ha·año, teniendo un 6,44 % de su superficie afectada por procesos de erosión altos, un 9,81 % con procesos erosivos medios y un 83,75 % con procesos erosivos moderados (Ministerio de Medio Ambiente, 2005).

Ante esta situación, un tema particularmente urgente es la cuantificación de la erosión. Por ello, los estudios recientes se han centrado en la utilización de diferentes metodologías: RUSLE2015 (Panagos *et al.*, 2015), SWAT (Roth *et al.*, 2016), MUSLE (Flacke *et al.*, 1990), PESERA (Meusburger *et al.*, 2010; Karamesouti *et al.*, 2016), Eurosem (Khaleghpanah *et al.*, 2017), Red Neural Artificial (Gholami *et al.*, 2018) y USLE (Sánchez-Sánchez *et al.*, 2018). Todas ellas se basan en el estudio de un medio estático, aun cuando la erosión del suelo es dinámica ya que depende de factores como son la vegetación o la pluviometría.

Una de las causas más importantes en la aceleración de las tasas de erosión son los incendios forestales (Sholagberu *et al.*, 2017) ya que representan una desaparición muy abrupta de la cubierta vegetal, dejando el suelo desnudo durante semanas o meses, aumentando la producción de escorrentías y sedimentos (Esteves *et al.*, 2012).

El método más utilizado históricamente para el cálculo de la erosión de suelos ha sido el método USLE (Universal Soil Loss Equation) o RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation). Estos implican una elevada complejidad para calcular la evolución temporal del factor vegetación, o factor C, haciéndolo difícil y económicamente costoso al ser necesario visitar el área de estudio de forma periódica y continuada. Para caracterizar con precisión la vegetación se han desarrollado diferentes métodos de cálculo: si el acceso era posible y el área tiene poca extensión la caracterización de la cobertura vegetal in situ (Inventario Forestal Nacional), si la zona posee una extensión muy grande se realiza a partir de un radar multiespectral para medir la sequía de la vegetación por ejemplo en bosques de la cuenca del Congo (Verhegghen *et al.*, 2016) o en zonas de guerra donde el acceso es imposible se ha utilizado el índice NDVI a partir de imágenes de satélites disponibles (Abdo, 2018).

Para obtener esta información de manera continua, rápida y con gran exactitud se han utilizado combinaciones de sensores LiDAR (Light Detection and Ranging) (Andersen *et al.*, 2005; Ferraz *et al.*, 2012) con imágenes multiespectrales (Mutlu *et al.*, 2008), que permiten realizar cartografías de vegetación muy precisas, incluyendo información suficiente para caracterizar las masas arbórea con datos como: altura, densidad, protección del suelo (González-Olabarria *et al.*, 2012), continuidad vertical, (Erdody and Moskal, 2010; Kramer *et al.*, 2014) y la estructura de copa (Contreras *et al.*, 2012; De Grandi *et al.*, 2016); así como las características de la topografía del terreno (Kane *et al.*, 2015).

Una vez conocida la vegetación de la zona de estudio se puede predecir la probabilidad de que se produzca una ignición en cada punto (Eskandari and Chuvieco, 2015), o la ubicación de puntos calientes en un incendio forestal y así delimitar las áreas de mayor la probabilidad de ocurrencia de un incendio (Novozhilov, 2017), y por tanto una eliminación de la cobertura vegetal que produzca un masivo transporte de sedimentos en un momento dado.

Para evaluar los daños causados por los incendios forestales, se han utilizado diferentes índices entre ellos índice Índice de Calcinación Normalizada "Normalized Burn Ratio" -NBR-(Montorio Llovería *et al.*, 2014), obtenido a partir de datos de satélites (Epting *et al.*, 2005) centrados en la intensidad del incendio,

y extrapolando dicha intensidad a los daños causados por los incendios (Bastarrika *et al.*, 2014; Chuvieco *et al.*, 2016) y el grado de desarrollo de la vegetación después de un incendio forestal (Fernández-Manso *et al.*, 2016; Nogueira *et al.*, 2017).

Integrando los Sistemas de Información Geográfica -SIG- junto con la Teledetección se pueden realizar cartografías temáticas (edafológicas, litológicas, de vegetación...) con precisión y rapidez implementables en el cálculo de la erosión dinámica (Terranova *et al.*, 2009) (Chen and Lian, 2016). La Teledetección permite la clasificación de la cobertura terrestre tanto a escalas locales como globales debido a sus ventajas como la multirresolución, la amplia cobertura, la observación continua y los registros multispectrales e hiperspectrales (Navalgund *et al.*, 2007; Arora *et al.*, 2021). Además la implementación de sistemas de información geográfica y Teledetección (Song *et al.*, 2020) han ayudado a realizar estudios multitemporales de los usos del suelo y los daños antrópicos cuantificando la influencia en el paisaje a gran escala, con el apoyo de software de análisis de patrones espaciales (Peng and Wang, 2020).

En objetivo de esta tesis doctoral es desarrollar métodos estandarizados con SIG y Teledetección para estudios geoambientales de riesgos de erosión hídrica, como herramientas analíticas en el campo de balance de masas de sedimentos. Se van a utilizar imágenes del satélite Sentinel 2 para cartografiar la vegetación con una resolución espacial de 10 m de píxel. Esta cartografía se relacionará con los datos LiDAR del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea - PNOA- con el fin de caracterizar las masas arbóreas y la topografía del área de estudio, y posteriormente crear un protocolo de análisis que permita actualizar esta cartografía de manera periódica e inmediata.

Una vez situadas las zonas óptimas que constituyen áreas madres de aporte de sedimentos se estudiarán eventos pasados, como es el incendio de la Reserva Natural de la Garganta de los infiernos ocurrido el 20 de agosto del 2016, clasificando las áreas afectadas por el incendio según la severidad y realizar un estudio continuo de la evolución en un corto período de tiempo de la vegetación, la erosión y la producción de sedimentos. Además, utilizando imágenes de satélites previos (Landsat 5 y Landsat 8) y analizando patrones espaciales e índices de diversidad, dominancia, forma y fragmentación, con el

software Fragstat, se caracterizan cuatro escenarios y su tendencia en la configuración del entorno. Este mosaico permite comprender la dinámica natural y las influencias de la actividad humana en el paisaje.

Los resultados de esta tesis se han divulgado en el formato de compendio de artículos y en un conjunto de 4 artículos científicos de investigación publicados en revistas indexadas en el Journal Citation Reports -JCR- de alto impacto.

- **Sánchez, Y.**, Martínez-Graña, A., Santos-Francés, F. and Yenes, M. (2018). Influence of the sediment delivery ratio index on the analysis of silting and break risk in the Plasencia reservoir (Central System, Spain). *Natural Hazards*, 91(3), 1407–1421. <https://doi.org/10.1007/s11069-018-3182-6> Categoría: Water resources (36/91-Q2), Journal Impact Factor 2018: 2,319
- **Sánchez Sánchez, Y.**, Martínez-Graña, A., Santos Francés, F. and Mateos Picado, M. (2018). Mapping wildfire ignition probability using sentinel 2 and LiDAR (Jerte Valley, Cáceres, Spain). *Sensors (Switzerland)*, 18(3), 826. <https://doi.org/10.3390/s18030826> Categoría: Instruments & Instrumentation (15/64-Q1), Journal Impact Factor 2019: 3,275
- **Sánchez Sánchez, Y.**, Martínez Graña, A. and Santos- Francés, F. (2021). Remote Sensing Calculation of the Influence of Wildfire on Erosion in High Mountain Areas. *Agronomy*. <https://doi.org/10.3390/agronomy11081459> Categoría: agronomy (16/91-Q1), Journal Impact Factor 2020: 3,417.
- **Sánchez Sánchez, Y.**, Martínez Graña, A., Santos-Francés, F., Reyes Ramos, J. L. and Criado, M. (2021). Multitemporal Analysis of Land Use Changes and Their Effect on the Landscape of the Jerte Valley (Spain) by Remote Sensing. *Agronomy*. <https://doi.org/10.3390/agronomy11081470> Categoría: agronomy (16/91-Q1), Journal Impact Factor 2020: 3,417.

1.2. Antecedentes

1.2.1. Métodos de estudio de la erosión hídrica

Los métodos de estudio de la erosión han sido muy variados y han evolucionado notablemente a lo largo del último siglo. La utilización de cada método ha variado dependiendo de los recursos económicos, los objetivos de los estudios y la topografía del terreno a estudiar. Algunos de estos métodos (transectos geomorfológicos, piquetas, perfiladores microtopográficos, etc) se centraban de manera descriptiva en lugares puntuales por lo que no eran extrapolables a otros contextos. Los primeros trabajos que ofrecen datos cuantificables y extrapolables se basaron en la utilización de parcelas experimentales, similares a las desarrolladas por el Servicio de Conservación de Suelos de los Estados Unidos. Los resultados obtenidos por Wischmeier (Wischmeier (1959) condujeron a la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo - USLE- (Wischmeier and Smith, 1978). A partir de los descubrimientos de Wischmeier and Smith, (1965) se han realizado multitud de estudios en parcelas experimentales a lo largo de todo el mundo. España cuenta con su propio Servicio de Conservación de Suelos desde 1955, con parcelas experimentales, que presentan variadas condiciones del terreno, de estado y especies de vegetación, con quema controlada de la parcela y la topografía de lugar, todo ello para cuantificar la erosión de cada zona bajo condiciones diferentes.

Una vez establecidos los principales factores que afectaban de manera directa a la erosión a pequeña escala, se procedió a realizar estudios de gran escala aplicados a cuencas experimentales, esto no fue simplemente un cambio de escala sino era llevar a la realidad los estudios realizados en el laboratorio (Ruiz, 1997). Estas cuencas experimentales favorecen el área estudio de factores mucho más complejos, como la localización de las áreas fuentes de sedimentos, la elaboración del balance de sedimentos, además de la heterogeneidad topográfica y de la cubierta vegetal. Por lo tanto, en estas condiciones se empiezan a desarrollar y mejorar los modelos matemáticos que ayudan a comprender el balance de erosión y sedimentación en una cuenca.

Para validar estos estudios se han realizado monitorizaciones de los sedimentos arrastrados por los sistemas fluviales y estimación de la colmatación de embalses (Jódar *et al.*, 2017). En todos estos procedimientos se han utilizado métodos que estiman la erosión mediante ecuaciones de distinto grado de dificultad y exactitud. En algunos casos simplemente se ha usado el índice de Fournier, en el que solo se tiene en cuenta el clima (Fournier, 1960), sin embargo la ecuación más estudiada, mejorada, aplicada y desarrollada ha sido la Ecuación Universal de la Pérdida de Suelo -USLE-. Es un método muy discutido pero validado en más de 1000 parcelas experimentales del Servicio de conservación de Suelos de los Estados Unidos (Wischmeier and Smith, 1965). La ecuación consiste en una serie de factores que afectan directamente a la erosión del suelo (ec. 1):

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad (\text{Ecuación 1})$$

En donde A es la media anual de pérdida de suelo (Tm/ha·año), R es el índice de erosión pluvial (MJ·mm/ha·h·año), K es el factor de erosionabilidad del suelo (T·ha·h/ha·MJ·mm), LS; L es el factor de longitud de vertiente (m), S factor pendiente (grados o radianes), C es el factor de cubierta vegetal (adimensional) y P es el factor de prácticas de conservación (adimensional).

La USLE posee ciertas limitaciones, de entre ellas la más destacable es que sobreestima la erosión a escala de cuenca, puesto que no tiene en cuenta la sedimentación a lo largo de la ladera y la existencia de almacenes de sedimentos temporales. Comparando los resultados de la USLE con el volumen de sedimentos obtenidos por las diferencias de batimetrías realizadas en diferentes periodos de tiempo en embalses de la cuenca del Segura (Bermúdez and Escudero, 1982), se observó que el volumen total de material erosionado eran hasta 10 veces mayor en el cálculo de la USLE que en las batimetrías. Este problema se ha ido corrigiendo a partir de los estudios de Coeficientes de Entrega de Sedimentos -CES- (Avendaño *et al.*, 1994), llegando a obtener resultados con alta correlación (Bodoque *et al.*, 2001).

En la actualidad hay muchos modelos paramétricos cuantitativos y que ofrecen una solución numérica a la pérdida de suelo, todos ellos continúan la línea desarrollada inicialmente por Wischmeier and Smith (1978). Son modelos

empíricos que se basan en datos provenientes de observaciones en campo, la mayoría obtenidos en parcelas estándar de escorrentía, de pendientes uniformes y distribuidas en la naturaleza (López Cadenas de Llano, 2003).

Algunas versiones mejoradas de las USLE han servido para mejorar la parametrización de los factores, por ejemplo el modelo Revised Universal Soil Loss Equation -RUSLE- (Dissmeyer and Foster, 1983) que se desarrolló por las críticas en la falta de relación entre los factores de la USLE. La RUSLE depende de más bases de datos implementadas en el programa informático en el que se apoya. Actualmente la RUSLE2 permite desde cualquier ordenador personal calcular o cuantificar la erosión hídrica.

Otra de las limitaciones de la USLE es que no se tiene en cuenta los valores de infiltración del suelo a la hora del cálculo de la erosión, en 1975 (Williams, 1975)(ec. 2), introduce el factor de la energía en la escorrentía en lugar del factor de lluvia, así el modelo estima la emisión de sedimentos en tormentas aisladas:

$$Y = 11.8 (Q \cdot q_p)^{0.56} \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \quad (\text{Ecuación 2})$$

En donde Y indica las toneladas por aguacero, Q, es el volumen de escorrentía en m³, q_p es el caudal instantáneo máximo en m³/s y K, L, S, C y P son los valores ponderados del modelo USLE.

También se han desarrollado algunos modelos físicos con el objetivo de representar una síntesis de los componentes individuales que afectan a la erosión, incluyendo las interacciones entre los distintos factores y su variabilidad espacial y temporal. Los métodos más relevantes han sido el modelo WEPP (USDA, Water Erosión Prediction Project) (Lane, 1989), que está basado en investigaciones en USA, el modelo EUROSEM (European Soil Erosión Model) que está basado en datos de erosión de suelos en Europa (Morgan, 1997).

El modelo WEPP es un modelo de simulación diaria que predice la tasa de erosión y sedimentos en diferentes escalas que son: escala de perfil, escala de cuenca y escala de malla. Para el estudio a realizar en esta tesis doctoral el más interesante sería el WEPP en escala de malla, pero las condiciones diarias de los factores eran muy difíciles de calcular, por lo que se hizo imposible el

estudio a escala de cuenca del Jerte con esta metodología. Además, la base de datos que utiliza este modelo, al ser específica para el continente Americano en muchos aspectos no coincidía con las condiciones del terreno a estudiar. Sin embargo, el modelo EUROSEM, aunque más adaptado a las condiciones del terreno europeas, solamente simula la intercepción de la gota de agua en el suelo para el cálculo de la escorrentía neta y el volumen de la escorrentía total para cada tormenta de manera particular, lo que hace que este modelo no sea aplicable a condiciones continuas climáticas, si no condiciones de eventos puntuales, por lo que se desestima para el cálculo de la erosión de la cuenca completa en un intervalo temporal largo.

La USLE tiene como objetivo la estimación de la erosión reconociendo las formas de erosión y estimando el grado de erosión mediante la ponderación de los factores. En la actualidad la utilización de Sistemas de Información Geográfica (SIG), hace que la estimación de la erosión puntual y a diferentes escalas espaciales a partir de la ecuación paramétrica de la USLE – RUSLE2 y de sus parámetros de cálculo, sea muy precisa, puesto que los SIG realizan un tratamiento de la variabilidad espacial fundamentado en bases de datos georreferenciados. Esto permite superponer información de gran resolución espacial y radiométrica de cada uno de los factores de la USLE y de sus parámetros de cálculo en forma de mapas temáticos además de obtener la distribución que tiene cada factor en la cuenca de estudio (Chen and Lian, 2016). El resultado permite conocer las zonas con mayor producción de sedimentos; y facilita y optimiza el efecto de cualquier medida correctora llevada a cabo por los gestores o responsables.

Además, la Teledetección permite obtener información continua y actualizada de los parámetros de cálculo de la ecuación, y así poder tener un control continuo de la producción de sedimentos a lo largo de un periodo de tiempo o de un evento específico. Con la teledetección se realiza el análisis de imágenes multiespectrales obtenidas desde un sensor remoto (satélite, avión o dron). Se pueden obtener temporalmente Modelos Digitales del Terreno -MDT- de alta resolución y para distintos intervalos temporales que permiten cartografiar elementos geomorfológicos como: regueros, entrerregueros, cárcavas y

movimientos en masa, incluso cuantificando el volumen de sedimento movilizado.

Uno de los factores que más problemática aporta a la hora de un estudio continuado en el tiempo es la vegetación. Para facilitar esta labor se han llevado a cabo proyectos tanto a nivel europeo como nacional. Dentro de los europeos destaca el CORINE Land Cover (1990-2018) en el cual se ha realizado un monitoreo de la ocupación del terreno desde el año 2000 hasta la actualidad con un periodo de actualización de 2 años. A nivel nacional español, se desarrolla el proyecto SIOSE (Sistema sobre la Ocupación del Suelo en España), cuyo objetivo es generar una base de datos de la Ocupación del Suelo para España, este programa comenzó en el año 2005 y dura hasta la actualidad, implementando la variabilidad multitemporal de usos del Suelo. A partir del CORINE se desarrolló un programa paralelo en el cual se tuvieron en cuenta estos cambios en la ocupación del terreno a partir de imágenes de teledetección para evaluar los riesgos de erosión de suelos y evaluación de tierras (CORINE-CEC, 1992) Este proyecto permite obtener información sobre el estado medio de los recursos naturales en la Unión Europea.

Con la ayuda de los SIG y la Teledetección en todas las ecuaciones estudiadas y desarrolladas, la USLE destaca como la mejor ecuación para detectar las zonas de una cuenca que son más susceptibles a producir sedimentos y comparar una zona con otras en función de la vegetación y la pendiente. Por ejemplo; comparar entre una zona incendiada con otra que no ha sufrido esta alteración (Rubio *et al.*, 1997).

1.2.2. La influencia de los incendios forestales en la erosión

Uno de los principales problemas en el aumento de la producción de sedimentos en la actualidad son los incendios forestales. En España entre los años 2006 y 2015 se han visto afectadas 1.007.962,25 de hectáreas de superficie forestal por incendios forestales (López Santalla and López García, 2019). Esto supone que algo más de un millón de hectáreas han visto desaparecida toda la vegetación que protege el suelo de manera puntual.

Además de eliminar la cubierta vegetal también las propiedades del suelo se modifican, entre otras la que determinan la erodibilidad, como la textura o el contenido en arena, limo y arcilla, la estructura, la permeabilidad y la fracción orgánica. La materia orgánica se volatiliza tanto por las altas temperaturas durante el incendio como después del incendio por las cenizas arrastradas por las primeras lluvias, afectando a la textura y estructura y la capacidad de retención del agua de los suelos. Las propiedades del suelo tras los incendios cambiaron drásticamente por ejemplo en Albaterra (Alicante), en donde se comprobó que varios componentes del suelo (materia orgánica, nitrógeno, fósforo...) habían aumentado significativamente mientras que el calcio y el intercambio catiónico habían disminuido. Sin embargo 6 meses después del incendio, los componentes que habían aumentado, redujeron su cantidad a valores inferiores incluso a los existentes antes del incendio, bien porque se habían incorporado a la vegetación creciente o porque se habían perdido por escorrentía superficial (Sánchez *et al.*, 1994).

Los daños en el suelo después de un incendio forestal dependerán de los cambios en las características antes mencionadas, dichos cambios se encuentran directamente relacionados con la intensidad del incendio que a su vez está relacionada con las características de la cubierta vegetal. A mayor cubierta vegetal, mayor intensidad y temperatura por lo que será mayor la volatilización de la materia orgánica y las componentes hidrofóbicas del suelo obteniendo un mayor daño en el suelo. Si se elimina esta capa de vegetación que protege el suelo, el impacto de las gotas de agua de lluvia será directo produciendo una mayor desagregación de los “terrones” de suelo que potencian la escorrentía superficial.

Los incendios forestales principalmente afectan a la vegetación y con ella al factor C de la ecuación RUSLE. Cuanto menor es el grado de cobertura del suelo, menor es la protección del suelo por lo que el factor C es más cercano a la unidad. Estos valores C son valores que varían a lo largo del año según el estado de la vegetación. Esta dinámica de la vegetación es lo que hace que el factor C sea el factor más difícil de calcular en la ecuación de la RUSLE.

En las primeras aplicaciones de la USLE el factor C se definía como la relación entre el valor medio de las pérdidas de suelo en un campo cultivado o

con vegetación y las que se pierden en una parcela sometida a barbecho continuo, en idénticas condiciones de lluvia, suelo y topografía para ambas situaciones (de Llano, 2003).

Cuando ocurre un incendio forestal, desaparece toda la vegetación y tenemos unas condiciones idénticas de lluvia, suelo y topografía para las situaciones pre y post incendio. Sin embargo, la vegetación sí que ha variado, pero no la podemos obtener como valor medio, puesto que la vegetación tras un incendio es una variable modificada. Con ayuda de la teledetección se puede cartografiar el perímetro del incendio y se clasifican las diferentes áreas dentro del perímetro incendiado dependiendo de su intensidad. Para ello, se pueden utilizar diferentes índices; como el Índice de Calcinación Normalizada "Normalized Burn Ratio" -NBR- que nos permitirá analizar la severidad del incendio forestal a partir de relaciones entre bandas multiespectrales (Fernández-Manso *et al.*, 2016). Además un estudio multitemporal permitirá comparar la erosión producida en dicha zona pre-incendio y post-incendio, centrándose en la recuperación de la vegetación (Nogueira *et al.*, 2017) y la protección del suelo. Varios estudios multitemporales post-incendio demuestran que la erosión varía a lo largo del tiempo. Por ejemplo, en Serra Grossa (Valencia) se ha comprobado que 6 meses después del incendio la media de erosión era de 80 g/m², un año después de 30 g/m², y de 10 g/m² dos años después. Estos autores (Cerdà and Doerr, 2005) demostraron que la velocidad de evolución estaba muy relacionado con el tipo de vegetación. En la actualidad se aplican estudios continuos del factor C a partir de Índices de Vegetación Normalizados -NDVI-(Van der Knijff *et al.*, 2000) analizando su estado vegetativo con la información obtenida a partir de las imágenes tomadas de las longitudes de onda del infrarrojo cercano (Karamage *et al.*, 2017). Además, según Wischmeier y Smith (1965) el efecto de la vegetación en el suelo no solo depende del estado vegetativo de la vegetación sino que depende de tres subfactores:

- La protección que la vegetación de copas proporciona al suelo
- La protección que proporciona la vegetación en contacto con la superficie del suelo

- Los efectos que los residuos de la vegetación tienen en la protección del suelo, tanto porque lo que cubren, como porque pueden modificar algunas de sus propiedades físicas (López Cadenas de Llano, 2003).

Para obtener estos tres subfactores se necesita una caracterización exhaustiva de la vegetación, que vendrá determinada por los patrones de continuidad vertical de las masas de los árboles (Kramer *et al.*, 2014), la estructura de la copa de los árboles (Contreras *et al.*, 2012), la altura de la vegetación, la topografía (Kane *et al.*, 2015) y la densidad tanto de copas como de sotobosque. Todos estos parámetros a lo largo del tiempo se han recogido con muestreos de campo, en parcelas test. Sin embargo, este proceso es costoso y muy largo en el tiempo, por lo que hace que su período de repetición sea decadal. Esta metodología es la seguida por los Inventarios Forestales Nacionales -IFN-, que se han repetido en 3 ocasiones: Primer Inventario Nacional publicado en el año 1975, Segundo Inventario Nacional realizado en los años 1986 a 1996, y el Tercer inventario Nacional realizado entre los años 1997 a 2007. Sin embargo para la comparación de un evento puntual como es un incendio forestal esta temporalidad es excesiva por lo que se han venido utilizando técnicas más eficaces y con mayor capacidad de repetición como son los vuelos LiDAR (Ferraz *et al.*, 2012) o la fotogrametría obtenida a partir de drones (McDonald *et al.*, 2020). Con estas metodologías se han caracterizado las masas arbóreas para la aplicación del factor C (Bargiel *et al.*, 2013) en el cálculo de la erosión del suelo.

1.2.3. La cubierta vegetal como parámetro de cálculo de la erosión hídrica

La caracterización de la vegetación es un factor muy importante para el cálculo de la erosión. En parcelas de experimentación, se compararon el volumen de sedimentos erosionados de tres parcelas de igual pendiente, 24%, y con las mismas condiciones litológicas, solo cambiando las características de las masas arbórea, una de ellas poseía suelo desnudo y labrado, otra 60% de cobertura de pino y la tercera ocupada con matorral y pino. Los resultados

mostraron una gran diferencia entre la producción de escorrentía y erosión entre las tres parcelas lo que le da mucho peso a la determinación de la masa arbórea. En la parcela de suelo desnudo la escorrentía era del 10% mientras que las otras no llegaban al 1%, y en la parcela del suelo desnudo la erosión era de 18 Tm/ha·año mientras que en la parcela de vegetación tenía unas pérdidas de 0.1 Tm/ha·año y 0 Tm/ha·año respectivamente (Padrón *et al.*, 1998). Todos estos datos indican que es necesario dicha caracterización de la masa arbórea para obtener cartografías de erosión fiables y de mayor precisión.

El alto riesgos de erosión existentes en la península ibérica, acompañado de eventos catastróficos en el medio como son los incendios forestales, las inundaciones o los eventos meteorológicos extremos que se están viendo amplificados por el cambio climático hacen que los usos del suelo y la cubierta del suelo se vean afectados. Las consecuencias de dichos cambios constituyen procesos de la degradación de suelos que pueden llegar incluso a un estado de desertificación.

1.2.4. El paisaje y sus variaciones

Los patrones de la distribución de la cubierta del suelo son el resultado de las interacciones entre el clima, el suelo, el agua y los seres vivos y las alteraciones producidas en dichas cubiertas por los factores antrópicos (Whittaker, 1970). Las variaciones a lo largo del tiempo en estos patrones se ven reflejadas en cambios en las cubiertas del suelo que a su vez modifican el paisaje que perciben los observadores. Estas modificaciones entre las interacciones de los factores hacen que el paisaje sea dinámico en el tiempo y en el espacio.

El paisaje se percibe como un mosaico de teselas naturales y alteradas por el hombre, que le hacen tan especial por su variación en el tamaño, forma, disposición y tipo de cubierta (Forman and Godron, 1981). Cuando existe una heterogeneidad en estas teselas el paisaje posee una estructura compleja de hábitats, que se traduce en un alto índice de diversidad (Swan *et al.*, 2020). Esta heterogeneidad determina la generación de mosaicos ambientales diferenciados, lo que dificulta su estudio a gran escala.

Para estudiar multitemporalmente y en grandes áreas el paisaje en la actualidad se está utilizando imágenes de satélite, caracterizando los usos del suelo más habituales de la zona, a partir de clasificaciones supervisadas y no supervisadas. En una imagen cada clase de usos del suelo concreta, es lo que se denomina un parche en un mosaico del paisaje, por lo que teniendo en cuenta esta premisa se puede aplicar los patrones del paisaje para medir la afección en los cambios en los usos del suelo. Cuando se habla de patrones del paisaje, nos referimos al número, tamaño y grado de superposición de los elementos del paisaje. Las investigaciones previas de los análisis del paisaje se han centrado en las métricas basadas en las características medias del parche (Zhang *et al.*, 2020) ignorando la distribución, el tamaño y los cambios acontecidos en las últimas décadas. Por ello, esta tesis doctoral se ha centrado en la utilización de índices de diversidad y de índices del paisaje en su conjunto. En el presente trabajo, la complementación entre los SIG, la teledetección y el software Fragstat de análisis de patrones espaciales han permitido realizar un estudio preciso de la dinámica temporal del paisaje. Para ello, se han utilizado diferentes índices (Índice de Diversidad de Simpson, Fragmentación, Densidad de parches, etc.) que permiten estudiar las configuraciones paisajísticas en distintos momentos temporales, evaluando la composición y la configuración de los mismos, la proporción de cada clase o la forma de los elementos (Aguilera *et al.*, 2011) y así estudiar la evolución del paisaje de manera multitemporal, analizando los efectos adversos al paisaje, como son la erosión, los incendios y los efectos climáticos adversos.

1.3. Área de estudio: el Valle del Jerte

El área de estudio se localiza al norte de la provincia de Cáceres (Fig.1). Presenta una estructura geomorfológica de valle estructural encajado entre dos complejos montañosos: la sierra de Tormantos al sureste y la Sierra de Béjar al noroeste, y cuyo recorrido fluvial está condicionado por la fractura de Alentejo-Plasencia constituyendo el Valle del Jerte, por ser el principal municipio del valle. Esta área posee una superficie de 376 km², alcanza su cota máxima a los 2429m (El torreón, Sierra de Béjar) y su cota mínima a los 364m en el embalse Jerte - Plasencia.

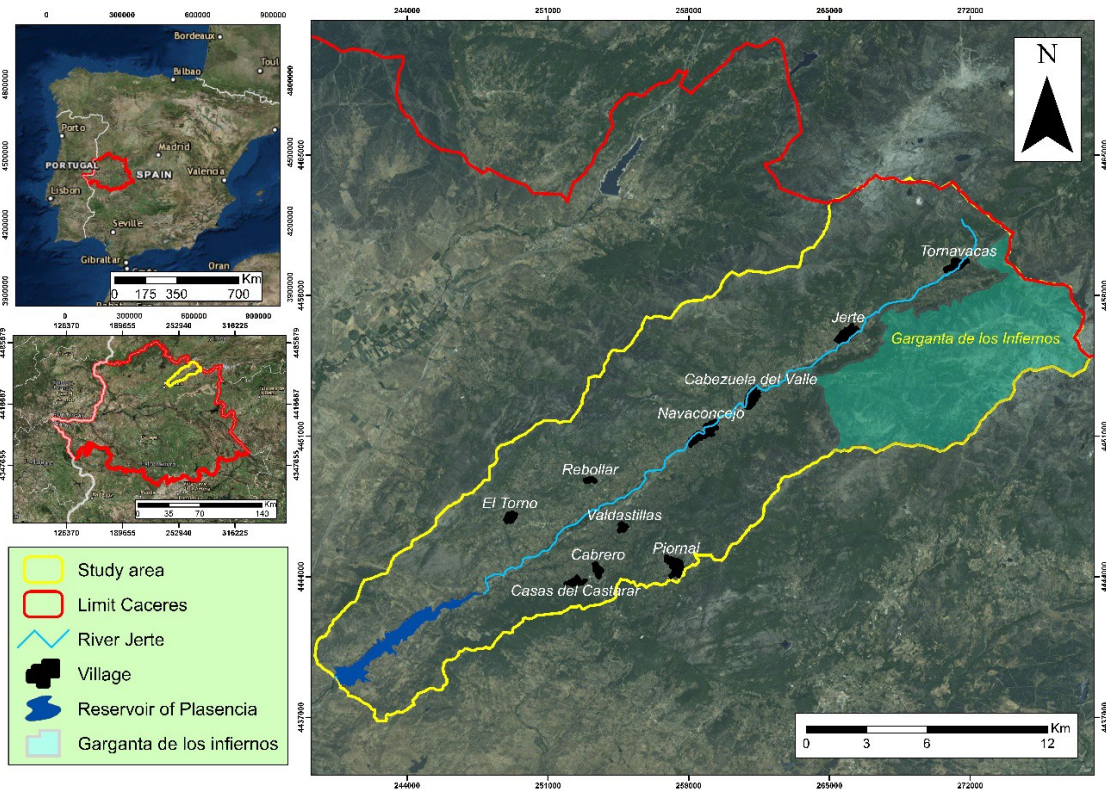


Figura 1. Localización del área de estudio, Valle del Jerte (Sánchez Sánchez *et al.*, 2018).

El río principal es el río Jerte, afluente del río Alagón, pertenecientes a la Cuenca Hidrográfica del Tajo -CHT-. El Jerte discurre con una longitud de 35.940 m desde su nacimiento en el municipio de Tornavacas hasta la presa del Embalse Jerte-Plasencia. La pendiente media longitudinal (Fig. 2) es de 10%; sin embargo, en el curso alto presenta un 32%, desde su nacimiento hasta Tornavacas, en el curso medio un 20%, desde Tornavacas a Cabezuela del Valle, y en el curso bajo, desde Cabezuela del Valle al Embalse de Plasencia, un 10%. Estos gradientes hacen que el río posea una alta energía torrencial en su tramo superior creando graves condiciones que potencian problemas de erosión e inundaciones.

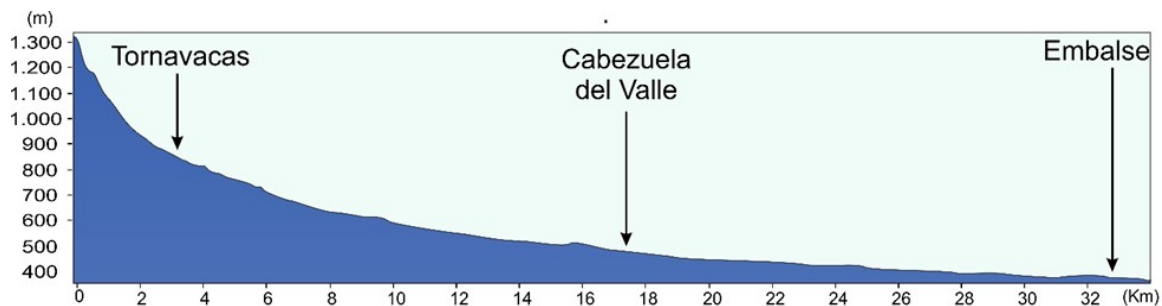


Figura 2. Corte longitudinal del Río Jerte, desde su nacimiento hasta el embalse

El embalse donde se recogen las aguas de la cuenca posee un volumen máximo de almacenamiento de 59 Hm³, Los usos principales de este embalse son el de riego y abastecimiento a las poblaciones cercanas (Fig. 3)



Figura 3. Embalse Jerte-Plasencia

1.3.1. Climatología

El clima del Valle de Jerte presenta una precipitación media anual que varía desde los 2800 mm/año en zonas altas, pasando por los 1400 mm/año en el puerto de Tornavacas, hasta los 700 mm/año al sur del embalse (Fig. 4A). La mayor parte de las precipitaciones son en forma de lluvia salvo días puntuales que caen nevadas en cotas altas. La aportación media del río al embalse es de 324 Hm³. Los veranos son secos y largos destacando los meses de mayo con 55 mm y el mes de julio con 5 mm de precipitaciones medias. Esta estación se alarga de junio a octubre donde vuelven a aumentar las precipitaciones. La tendencia de las precipitaciones a largo del tiempo (desde el año 2006 al 2020) es constante, sin grandes anomalías.

Las temperaturas medias anuales varían desde los 16°C en las zonas de menor altitud (embalse de Plasencia) a 5,5°C en las cotas más altas (Fig. 4B). Las variaciones de temperatura a lo largo del año registradas en el municipio de Tornavacas (920 m) van desde los 35°C de máxima, 21°C de media y 10°C de mínima en los meses de verano a los 12°C de máxima, 3°C de media y -5°C de mínima en los meses de invierno.

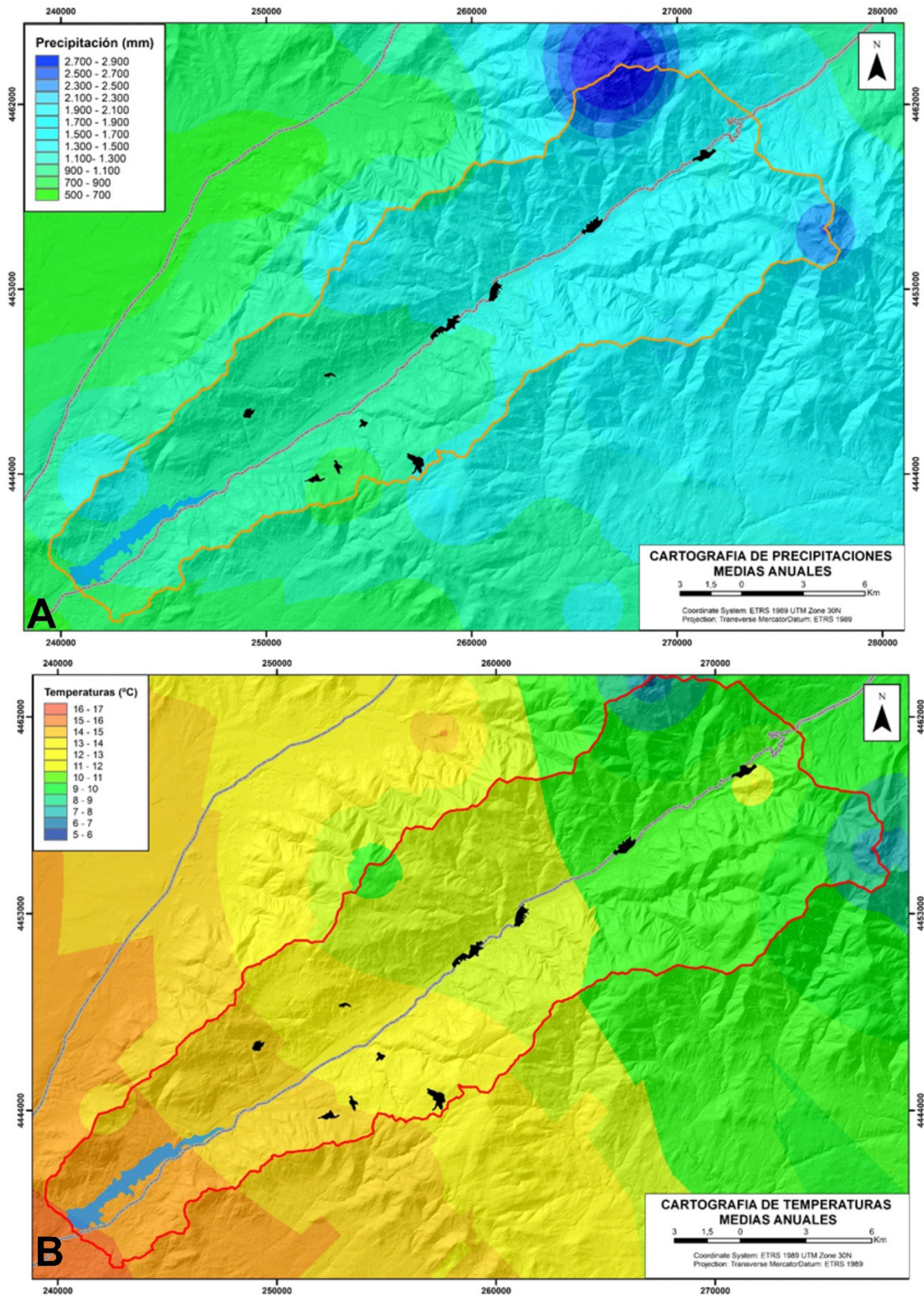


Figura 4. A) Cartografía de precipitaciones medias anuales. B) Cartografía de temperaturas medias anuales

1.3.2. Geología

Desde un punto de vista geológico el Valle del Jerte se encuadra dentro del macizo ibérico. El Valle del Jerte se caracteriza por la abundancia de rocas graníticas y migmatitas pertenecientes al área granítica de Béjar–Plasencia (Fig. 5), que ocupa aproximadamente el 85 % de la superficie de estudio, distinguiendo tres tipos: granitoides de dos micas, granitoides biotíticos (Fig. 6) y granitoides inhomogéneos. Su aspecto general son tonos ocre-rojizos debido a la meteorización y con clara tendencia a definir berrocales, incluso formas de mayor degradación como tor y arenización en franjas (Carrasco Gonzalez, 1999). Los granitoides se apoyan sobre un sustrato formado en el precámbrico (esquistos y cuarzoesquistos) (Fig. 7) que aparecen en masas aisladas rodeadas de afloramientos graníticos.

También son frecuentes la aparición de diques de cuarzo en la parte norte del Valle del Jerte, de dimensiones variables, asociados a fracturas de diversas direcciones, pero principalmente NE-SO, intruyendo en todos los cuerpos tanto plutónicos como metamórficos. Son frecuentes encontrarlos como resaltes morfológicos en el paisaje debido a la erosión diferencial.

El valle se encuentra atravesado longitudinalmente por la falla Alentejo – Plasencia que favorece el afloramiento de rocas básicas, con edad desconocida ya que corta las formaciones sedimentarias devónico- carboníferas de la sierra de San Pedro (García de Figueroa and Carnicero, 1973). Se pueden observar retazos de afloramientos en la parte más alta del valle, en el Puerto del Tornavacas. Por otra parte, en el área de estudio presenta dispersos depósitos detríticos neógenos-cuaternarios, formados en diferentes procesos de modelado glacial, fluvial y gravitacional:

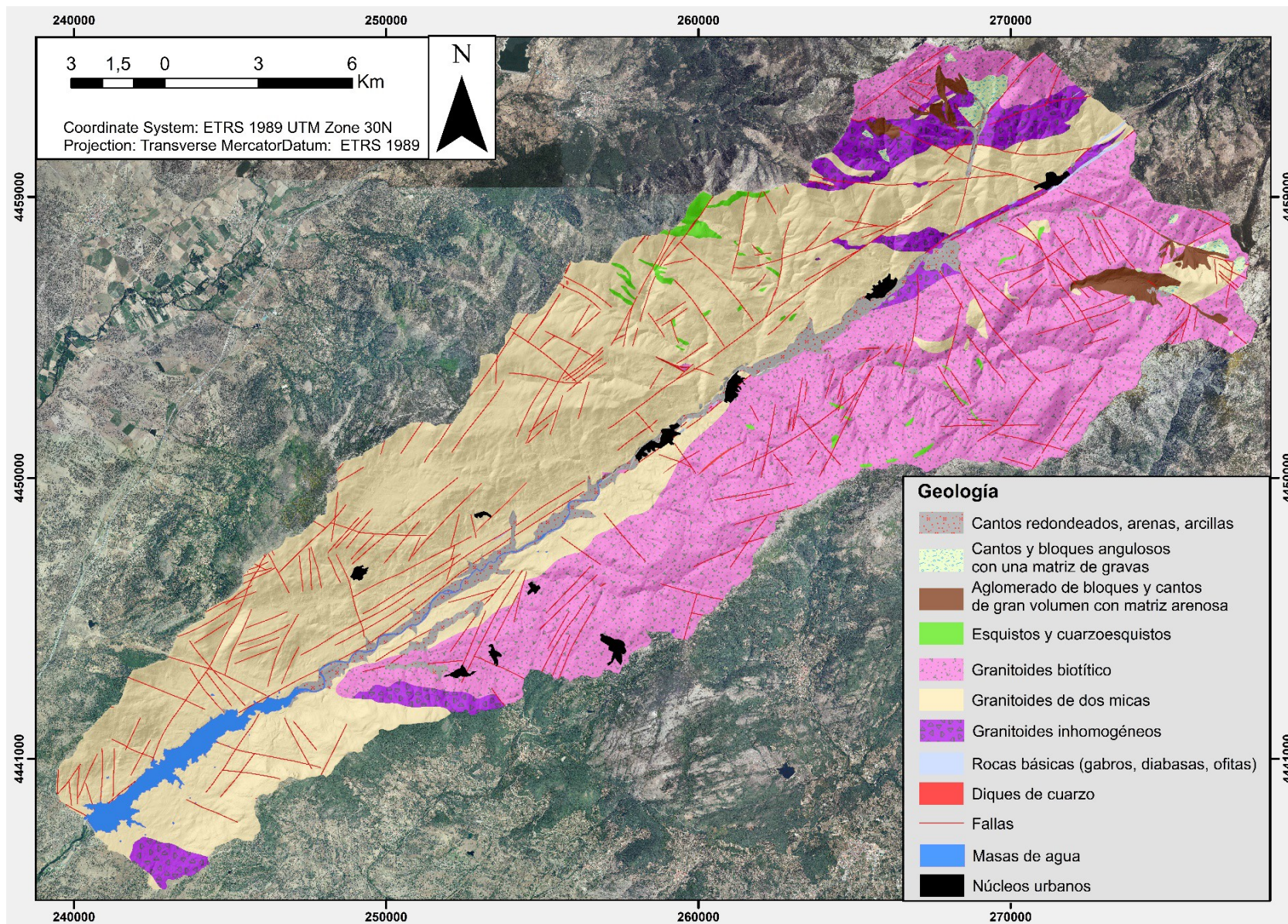


Figura 5. Cartografía geológica del Valle del Jerte



Figura 6. Izquierda; Cortado de carretera donde se ven los granitoides de dos micas con arenización de la roca a franjas. Derecha; Garganta de los infiernos, formada por granito biotítico.



Figura 7. Izquierda; Esquistos de manera detalla donde se puede observar la esquistosidad. Derecha; Afloramiento de esquistos y cuarzo esquistos en el Valle del Jerte.

- Aglomerados de bloques y cantos de gran volumen con matriz arenosa sin compactación típicos de depósitos glaciares.
- Cantos y bloques angulosos de derrubios glaciares y periglaciares de entre 0.5 m hasta los 20 -25 cm con una matriz de gravas con clastos entre 2 – 3 cm.
- Cantos redondeados, arenas y arcillas que dependiendo de su morfología bien por el arrastre de las aguas de fusión glacial o en la red fluvial, van a tener diferentes tamaños de bloques (Fig. 8)

En el área de estudio se reconocen procesos tectónicos asociados tanto al ciclo Varisco como al ciclo Alpino. En la orogenia Varisca se caracteriza por los procesos deformacionales y plutonometamórficos, acompañados de un metamorfismo regional y como consecuencia de una respuesta frágil a los

esfuerzos, se produce una fracturación del mismo, desarrollándose diversos sistemas de fallas (Fig. 9)



Figura 8. Terraza T2 (+6 m), del río Jerte donde se pueden observar cantos y bloques redondeados con una matriz arenosa y una cobertera de limos y arcillas

Según Parga and de Lage, (1969), las orientaciones más abundantes son la NE-SO, NNE – SSO y sus conjugadas NO - SE a NNO – SSE, apareciendo otras direcciones subordinadas como la N – S y E – O. Estas fracturas son definidas como fallas de desgarre ya que generaron desplazamientos de tipo sinistral. A este sistema pertenece la Falla Alentejo – Plasencia (García de Figuerola, 1963), como una zona de fractura, o banda de trituración más o menos estrecha.

Durante el ciclo Alpino se generan una serie de cuencas controladas por las fallas tardivariscas, en el marco de la apertura atlántica, y de la deriva de Iberia respecto a Europa. Durante la orogenia Alpina en el Valle de Jerte se produce la reactivación de bloques de basamento ígneo-metamórfico, controlada por las fallas tardivariscas que funcionan como cabalgamientos y desgarres o fallas normales. La zona de estudio presenta un macizo formado en el Varisco o

prevarisco, reactivado durante el ciclo alpino y con reajustes posteriores (Carrasco Gonzalez, 1999).

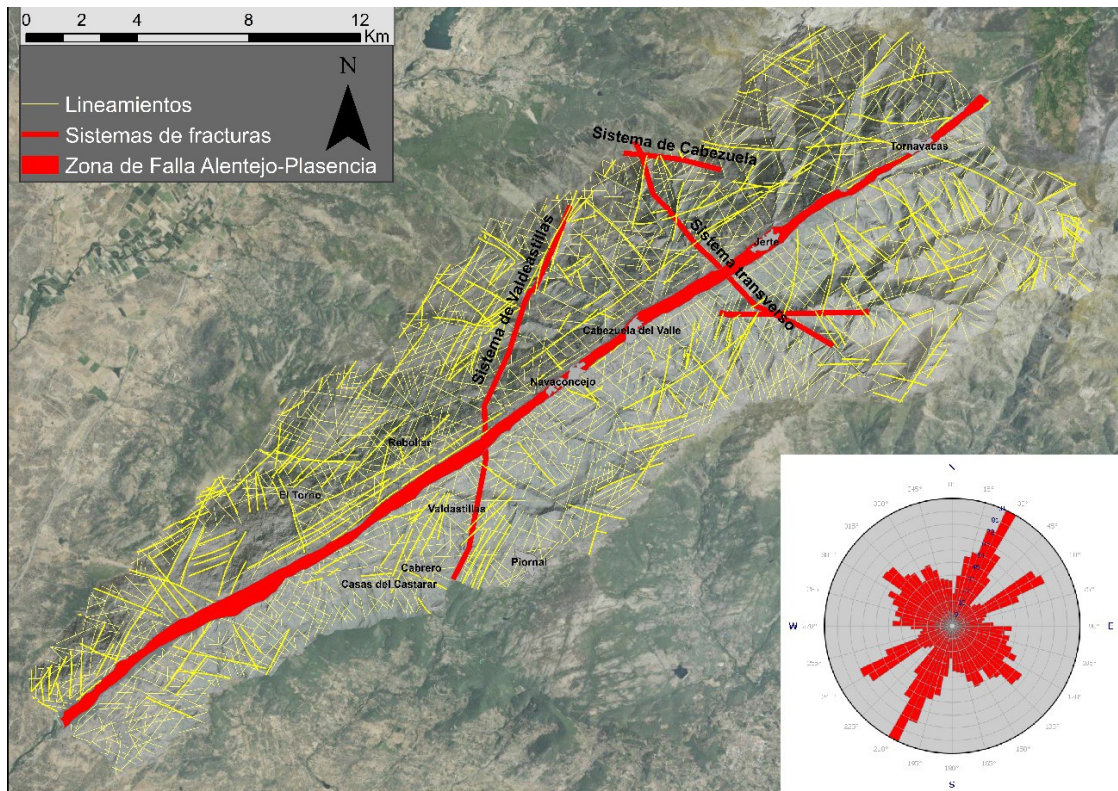


Figura 9. Mapa de lineamientos con los principales sistemas de fracturas y la rosa de orientaciones principales de los lineamientos.

1.3.3. Geomorfología

La geomorfología del Valle del Jerte ha sido principalmente condicionada por la Falla de Alentejo – Plasencia, creando una zona de inestabilidad, debilidad y ruptura de los bloques graníticos, el trazado del río Jerte tiene un control estructural de la falla. La gran cantidad de lineamientos y fracturas ha potenciado y condicionado la formación de gargantas y arroyos en ambas vertientes del valle. La gran diferencia de pluviometría de la parte noroeste frente al suroeste ha fomentado la erosión hídrica por la carga sólida de sedimentos. Es común que se produzcan altas precipitaciones en las cotas altas del valle, lo que aumenta la gran fuerza del caudal del río y los arroyos en un breve periodo de tiempo, por lo que la erosión y remoción fluvial aumenta. La morfoestructura del valle hace que los sedimentos solo posean salida en dirección suroeste, quedando retenidos en gran parte en el embalse de Plasencia.

Los principales dominios geomorfológicos que se identifican en el Valle del Jerte son (Fig. 10)

Superficies de cumbres y divisorias fluviales (Fig. 11):

La divisoria septentrional, posee el nivel más elevado en la Sierra de Béjar, en El Torreón (2401 m) el punto más elevado del Valle del Jerte. Desde la Portilla del arenal hasta collado rubio (1566 m), se puede dividir en 3 tramos: El primero hasta El Torreón cuya dirección es N-S, el segundo tramo hasta Garganta Honda con dirección E-O y el tercer tramo hasta Collado Rubio cuya dirección es NE-SO.

Tras un escarpe que genera una caída de 100 m comienza Tras la Sierra, en un collado, Puerto de honduras. Posteriormente se diferencia una superficie alomada que culmina con cuatro cerros; El Camocho (1830 m), El Cerbunal (1589 m), Fraile (1485 m) y Cabeza de Santo (1475 m), que tras un escarpe termina el sistema Tras la Sierra con una superficie de casi 2 km de largo y 500 m de ancho.

En el último tramo de la vertiente septentrional del Valle del Jerte se encuentra el sistema Montes tras la sierra, los cuales son una sucesión de escarpes y rellanos en los cuales se pueden diferenciar tres niveles: El primer nivel El Pitolero, seguido por un desnivel de 400 m que da lugar al rellano intermedio La Ventosilla (950 m), seguido de un segundo desnivel de 100 m, dando lugar a un rellano no tan marcado (La encinilla), terminando en una superficie con pendiente pronunciada dando comienzo a la divisoria de aguas dirección N-S para cerrar la cuenca que drena al Embalse-Plasencia.

La vertiente meridional del Valle del Jerte se encuentra delimitada al este por la Sierra de Gredos y al sureste con la Sierra de Tormantos y al suroeste con la Sierra de San Bernabé de Casas del Castañar. En la Sierra de Gredos, se encuentra el punto más elevado de esta vertiente, Castilfrio (2324m).

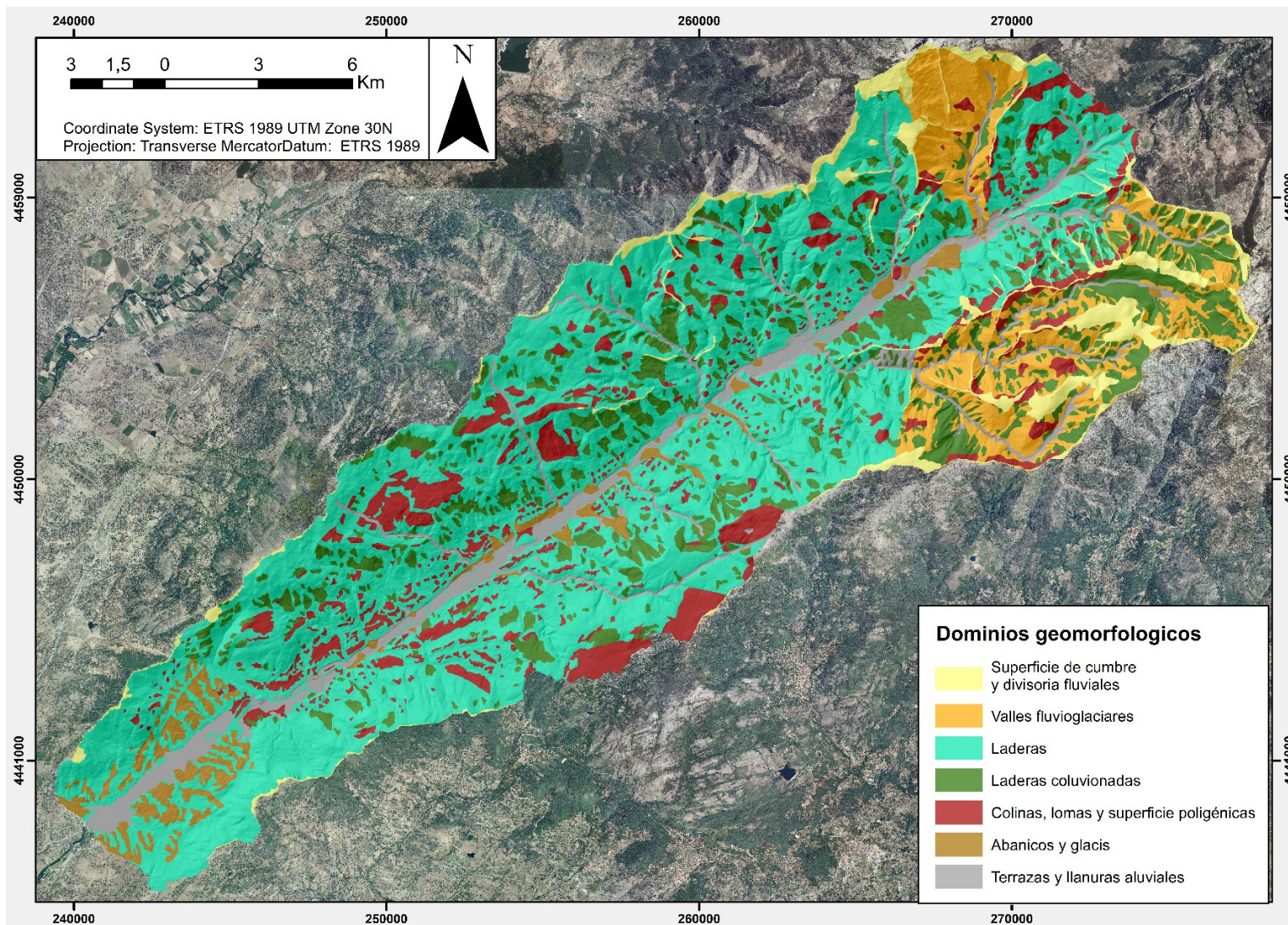


Figura 10. Cartografía geomorfológica del Valle del Jerte.

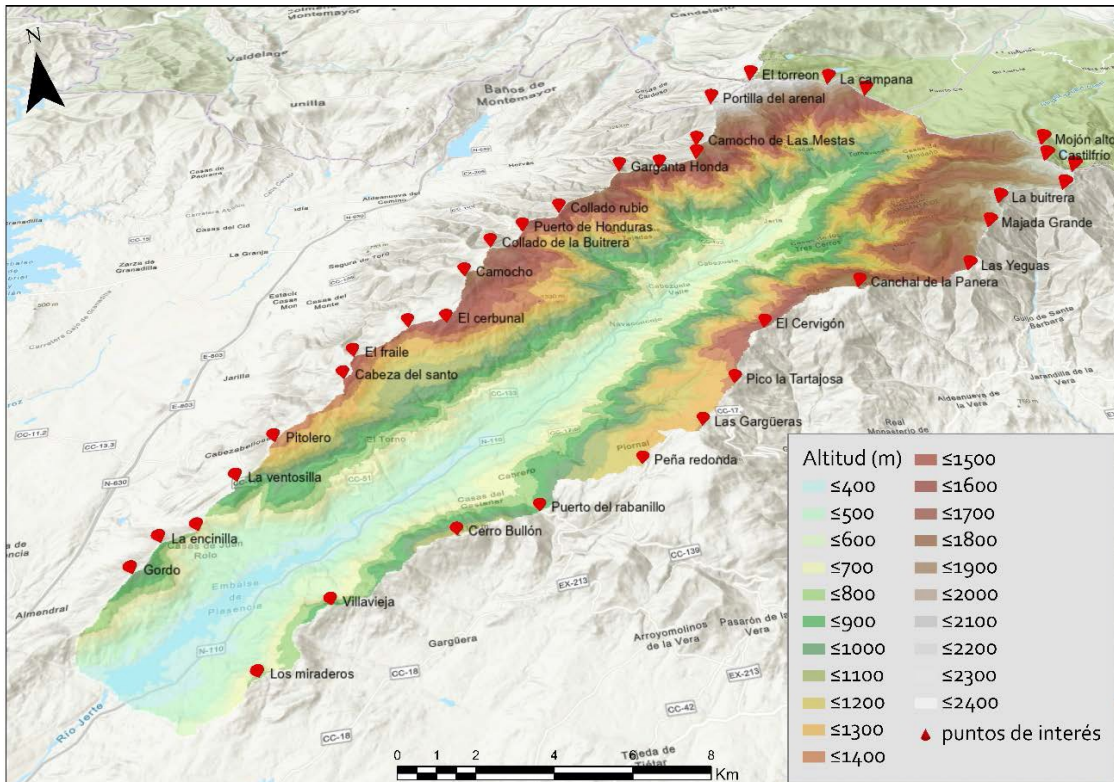


Figura 11. Divisoria de aguas de la Cuenca del río Jerte en el área de estudio.

La dirección dominante de la divisoria, NE-SO, comienza en el pico La Buitrera (1816m), donde comienza una planicie alomada de aproximadamente 2 km, continuando dirección SO hasta canchal de la Panera (1000 m), que finaliza formando un escarpe de 80 m de desnivel para dar lugar a la Sierra de San Bernabé de casas del Castañar. El descenso de altitud en la sierra de San Bernabé de Casas del Castañar tiene lugar de manera gradual, con grandes planicies en el caso de Villavieja y Los Miraderos. Posteriormente de este punto comienza la alineación S-N que cierra la cuenca del Valle del Jerte que drena al embalse de Plasencia.

Valles fluvio-glaciares:

En la vertiente norte quedan restos de procesos morfogenéticos glaciares en sectores de cabecera y ladera: Como en el caso de La Nijará, en la cabecera de la garganta Papúos, y Regajo Grande, Talamanca y El Turmal, en la cabecera de los Tejadillos (Fig. 12). Mientras que en la ladera sur se encuentran restos de glaciares de valle, ladera y circos; Complejo glaciar de la Serrá, formado por los glaciares de la Serrada, de los Infernillos, Hoyo del Redondo y Arroyo de la Llana, y el complejo Glaciar de San Martí, formado por los glaciares de San Martín, de

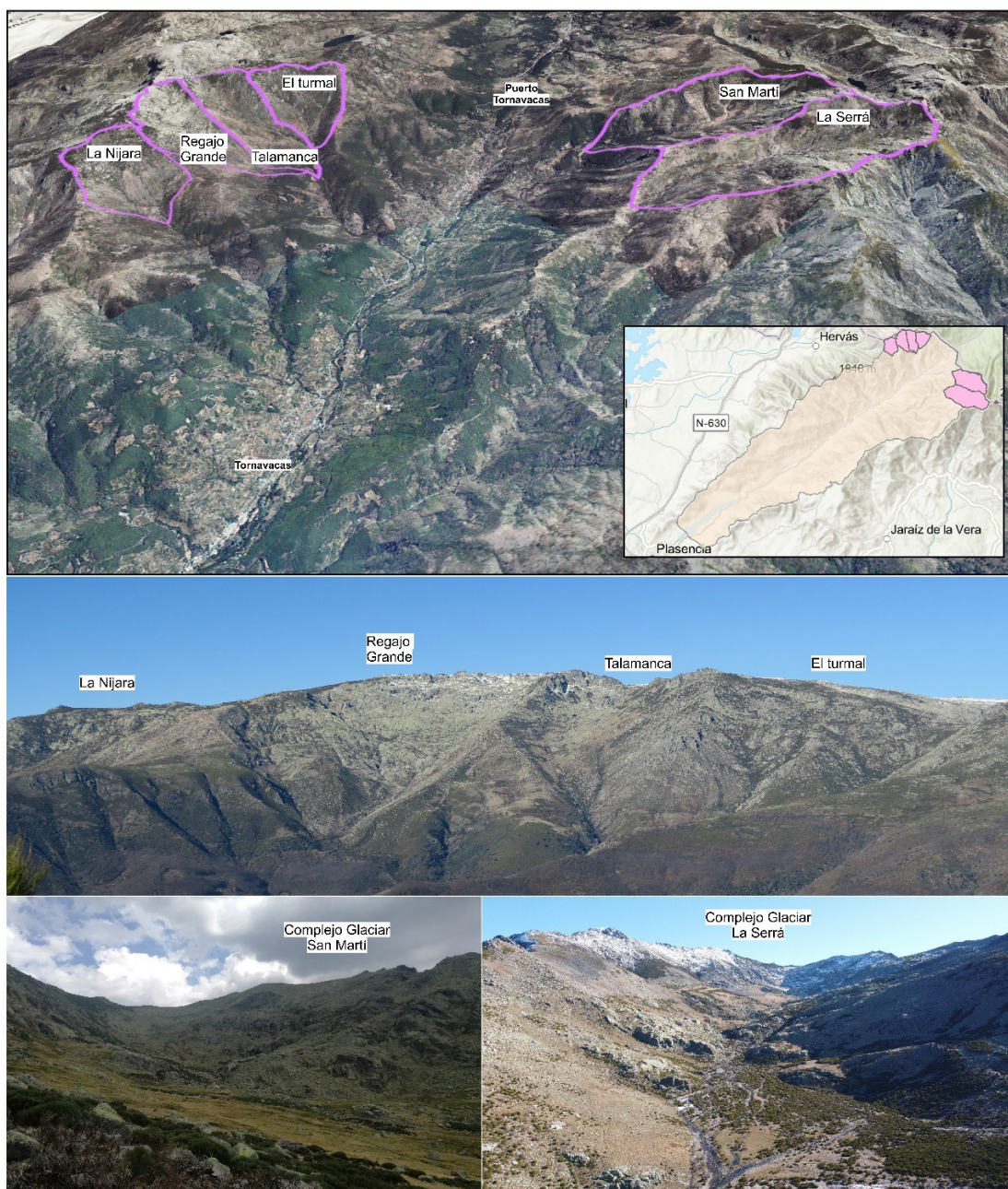


Figura 12. Situación y fotografías de los conjuntos glaciares en el Valle del Jerte.

las Calabazas, del collado de la Llana este y del collado de la llana oeste (Carrasco González, 1997).

El complejo glaciar más destacable es la Serrá formado por los glaciares la Serrá, Hoyo del Redondo y La plaza. Este complejo se extiende unos 6km desde el Pico las Azagallas (2347m) hasta la Portilla de la Veguilla (1480m), primero dirección ESE-ONO y luego gira hacia el este desde el Cerro de Peñanegra. La zona de acumulación principal comprendía desde los Infernillos hasta el Canchal de la Angostura y finaliza en un circo excavado en hoyo y

cerrado por un arco morrenico debido a los últimos estadios de retroceso glaciar. Se diferencian dos complejos morrenicos, externo e interno, correspondientes a la zona de acumulación con los niveles de encajamiento superior e inferior (Carrasco González, 1997).

Laderas:

El Valle del río Jerte presenta una configuración muy simétrica, y con un desarrollo similar. Esta simetría destaca en los elementos que las forman: cuerdas divisorias, escarpes y rellanos. En ambas vertientes las pendientes mayores se encuentran en la zona más al noreste disminuyendo en dirección suroeste. El sector noreste que discurre entre Cabezuela del Valle y el Puerto de Tornavacas, destaca por grandes en las gargantas. En el sector suroeste las pendientes no son tan pronunciadas, y con una longitud mucho menor. Las laderas bajas se caracterizan por una fisionomía alomada debida a una serie de rellanos tipo Glacis.

Laderas coluvionadas:

En el Valle del Jerte, las vertientes muestran procesos gravitacionales constituyen movimientos en masas, mecanismos de erosión que potencian procesos de transporte (Carrasco González and Pedraza Gilsanz, 1992).

En el extremo noreste (Fig. 13) del valle predominan las pendientes de hasta el 30%, precipitaciones entre 1000 y 2000 mm al año, temperaturas entre los 6 y 12 grados de media y la estabilidad del sustrato formado por granito con fuertes franjas de arenización. Además la alta deforestación y el incremento del cultivo del cerezo favorece los movimientos en masa gravitacionales de varios tipos: caídas, avalanchas, deslizamientos, y procesos de reptación.

Las caídas son desprendimientos secuenciales de fragmentos rocosos, que por su alta frecuencia se acumulan en derrubios formando “canchales o pedreras”. En el Valle del Jerte aparecen con frecuencia donde las temperaturas son más extremas, con un mayor porcentaje de días de heladas, cuya generación está en los procesos de gelifracción.

Las avalanchas de derrubios son movimientos de mayor velocidad de desplome, aunque luego se moviliza más lentamente pendiente abajo hasta

estabilizarse, las encontramos en zonas no con tantas heladas, en cotas entre 400 y 1500m, y están asociadas a fracturas, principalmente la E-O.

Los deslizamientos en el valle del Jerte dominan alrededor de cotas de los 400m, desde los 1500m hasta los 1900m de altitud que, al tener una mayor disponibilidad de agua debido a las precipitaciones, le da fluidez al sustrato, produciendo el movimiento de la ladera.

La reptación o creep en el Valle del Jerte, van asociados a movimientos muy lentos a nivel superficial del terreno movilizandovolumenes importantes de material.

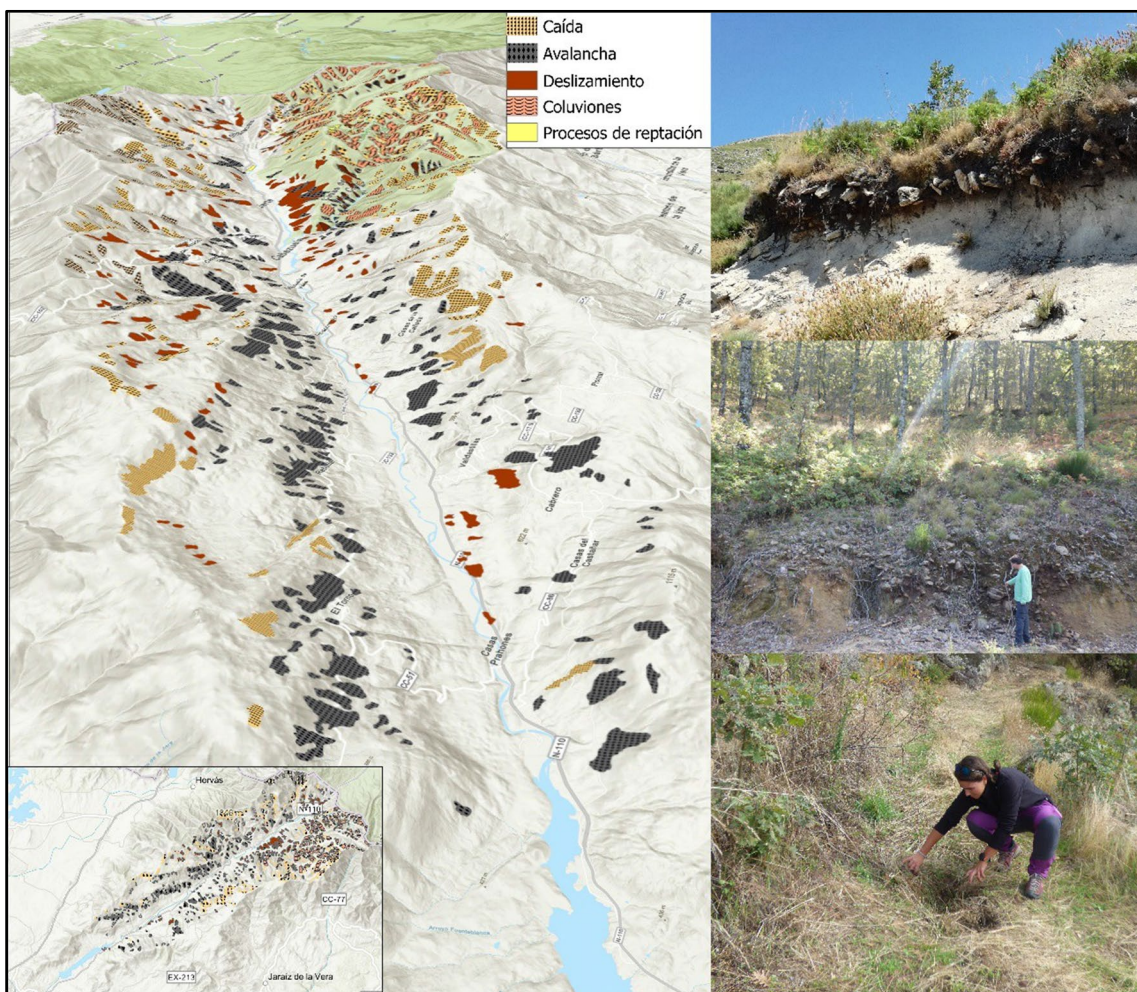


Figura 13. Situación de los principales movimientos gravitacionales y fotos de campo de laderas afectadas por estos fenómenos. (Modificado de Carrasco González, 1997).

Colinas, lomas y superficies poligénicas:

En la vertiente sur del río Jerte, en este sector noreste, las gargantas poseen una dirección principal E-O; Garganta San Martí, Garganta la Serrá, Garganta de los Asperones y Garganta de los Infiernos. Estas superficies con

notables rupturas de pendientes (Fig. 14) forman laderas con una fisionomía en graderío que, dada su homogeneidad conforman un valle casi simétrico (Carrasco Gonzalez, 1999).

En la vertiente norte del río Jerte, destacan alineaciones por donde discurren las gargantas en dirección N-S: Fuentes del Jerte, Garganta de Becedas, Garganta de los Papúos y Garganta Fuente de las Buitreras. Intercaladamente entre las divisorias de aguas de dichas gargantas quedan superficies poligénicas. Estas superficies pueden extenderse hasta 5 hectáreas por encima de los 1000 m de altitud, sin embargo, por debajo poseen una extensión menor, no llegando a la hectárea. Si se trazan líneas imaginarias uniendo las superficies de la misma altitud se crean superficies alineadas NE-SO paralelas al río Jerte mostrando antiguos niveles o escalones hoy separados por la red hidrográfica. Se pueden distinguir 4 niveles de superficies fácilmente: a los 1500m de altitud, a los 1100m de altitud, a los 850m y a la altura del embalse a los 400m.

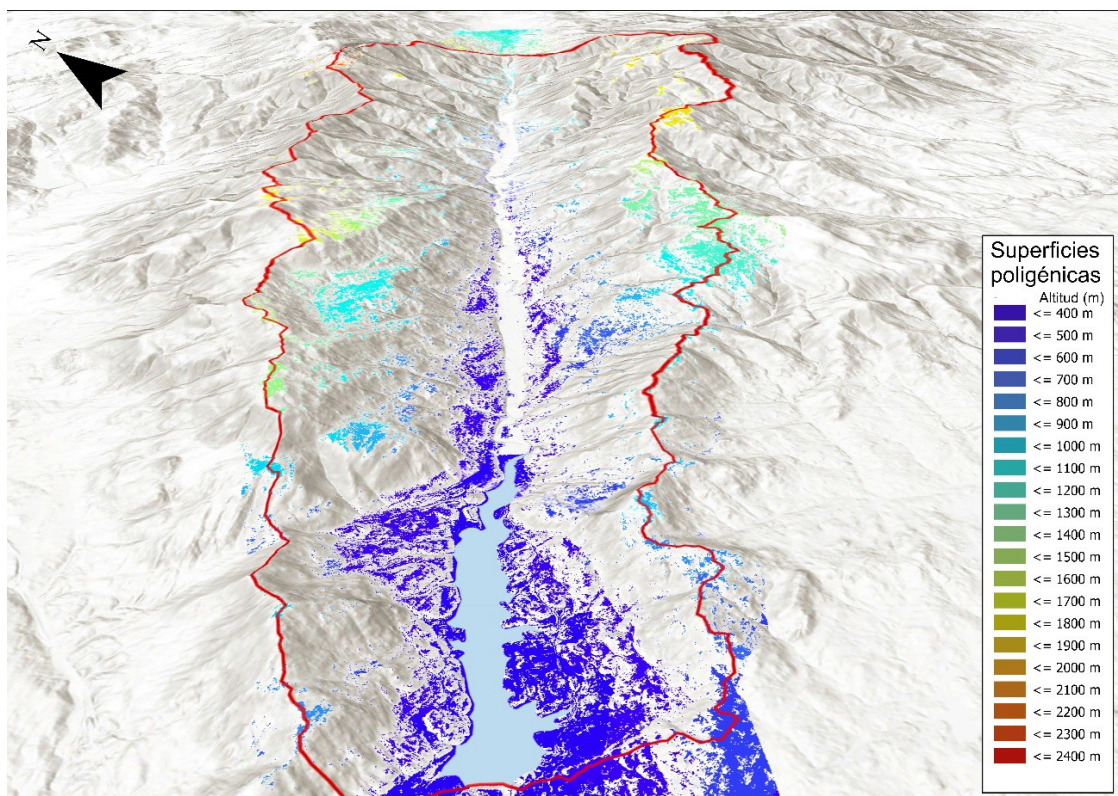


Figura 14. Situación de las superficies poligénicas en el Valle del Jerte.

Abanicos y glacis:

En el Valle del Jerte, los abanicos se desarrollan en la desembocadura de los tributarios del río Jerte. En general, presentan morfologías solapadas que pueden asociarse a glacis-cono (Carrasco Gonzalez, 1999). Los abanicos que presentan mayor desarrollo se encuentran en la desembocadura de la Garganta de los Infiernos, en Cabezuela del Valle donde se pueden encontrar hasta cuatro fases de abanicos solapados con dimensiones de hasta 250 m. En el resto del valle las dimensiones son mucho menores y se presentan enlazados con extensiones de 300 a 400 m paralelas al valle individualmente no llegan a los 50 m. Los de tamaños intermedios se desarrollan muy cerca de las zonas de cumbres en los fondos de los valles glaciares (Fig. 15) sobre las morrenas de fondo. Estos abanicos se desarrollan alternando con glacis de menor pendiente a lo largo del Holoceno favorecido por fases del deshielo.



Figura 15. Abanicos aluviales superpuestos sobre fondo de valle glaciar y morrena de fondo en la Garganta la Serrá.

Terrazas y llanuras aluviales:

Próximas al cauce del río Jerte, las terrazas se identifican a diferentes niveles (4 niveles), con la secuencia T4 a + 40-45m, T3 a +12-16m, T2 a +6-8m y T1 a +4m (Carrasco Gonzalez, 1999). En general están formadas por conglomerados con bloques cuyo tamaño oscilan entre los 0,5 y 1 m, a veces con bordes desgastados y tendencia ovoidea. Presentan matriz de tamaño grava

fina y pocos niveles de arena y/ limo. Destaca en Cabezuela del Valle (Fig. 16) la secuencia de terrazas aparece completa con mayor desarrollo de la T4.

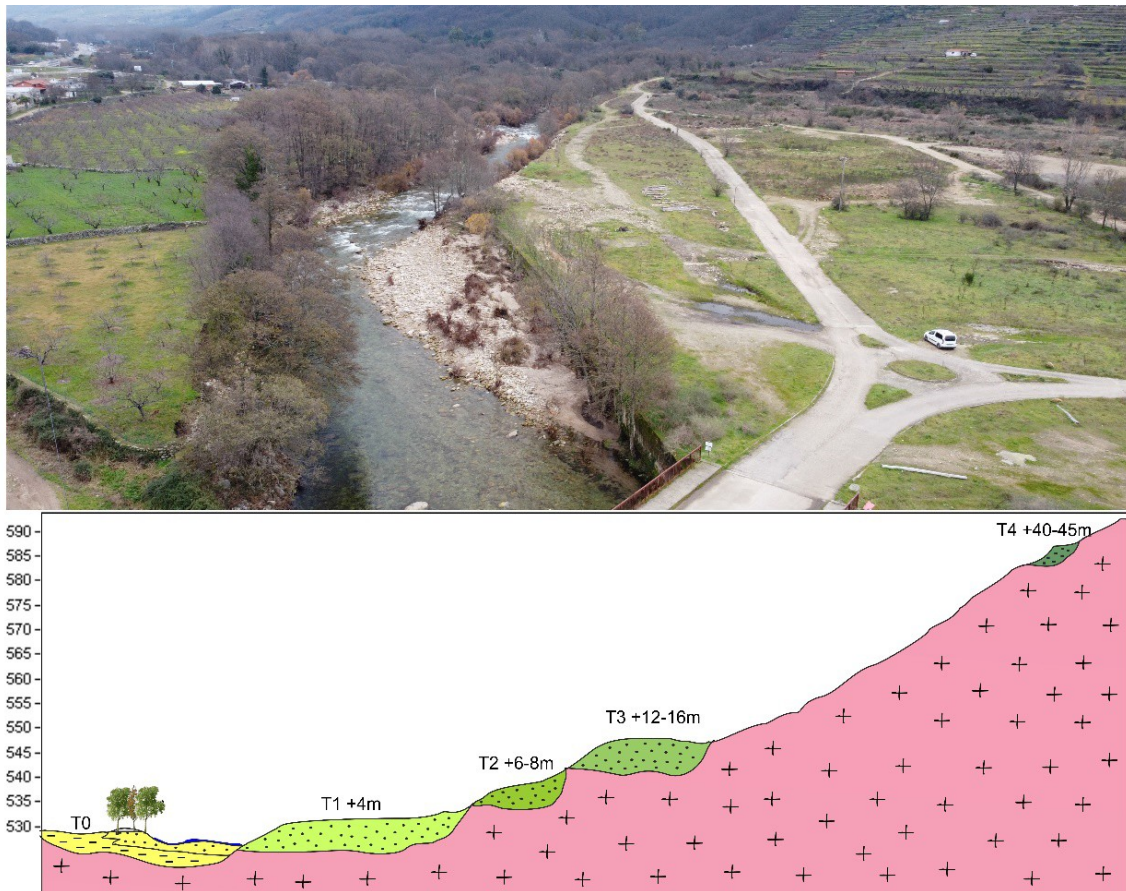


Figura 16. Arriba, vista aérea de los niveles de terraza en Cabezuela del Valle. Abajo, Corte geomorfológico de la vertiente derecha del valle ilustrando la posición e importancia de los 4 niveles de terraza.

El río Jerte constituye la llanura aluvial con el canal principal y las barras arenosas, y la llanura de inundación compuesta por cantos y bloques subangulosos, con escasa matriz de grava fina y raramente arena, predominando la composición granitoidea. Hay que destacar la notable disminución del tamaño del grano y las abundancias de las formas redondeadas de los clastos mayores debido al transporte y recorrido aguas abajo (Fig. 17). En las zonas altas del río Jerte el tamaño de los clastos es elevado (bloques), mientras que en la zona más baja cerca del embalse Jerte – Plasencia el tamaño es de grava- fina y el índice de redondez aumenta considerablemente.



Figura 17. Llanura aluvial río Jerte; izquierda, río Jerte en Cabezuela del Valle, clastos de gran tamaño. Derecha, río Jerte en la zona del embalse, gravas finas.

1.3.4. Edafología

La edafología del Valle del Jerte posee texturas franco-arenosas debido a la meteorización de la litología granítica que principalmente es de grano grande. Su componente principal es el cuarzo, lo que origina suelos de carácter ácido.

La geomorfología de grandes pendientes y con gran cantidad de fracturas, dando lugar a gargantas y arroyos, limitan la estabilidad de los sedimentos, disminuyendo la concentración aluvial, por lo que retrasa la evolución vegetal y, en consecuencia, la formación de un perfil edáfico desarrollado. Esto hace que la mayoría de los perfiles edáficos estén mayoritariamente formados por horizontes A y R en las altitudes mayores, horizontes A y C en altitudes medias y alguna inclusión de perfiles con un horizonte B en zonas de acumulación de sedimentos. También se pueden encontrar en los fondos aluviales presencia de perfiles edafológicos propios de las terrazas con grandes cantos rodados provenientes de las zonas altas del valle.

Según las unidades geomorfológicas, el relieve, el clima, la litología y demás factores formadores se pueden encontrar diferentes tipos de perfiles edáficos (Fig. 18).

En las laderas se encuentran dos zonas diferenciadas; zonas a más de 900 -1200 m de altitud y zonas de altitud menor.

En las zonas de mayor altitud predominan los suelos poco profundos, por su gran proximidad a las crestas, pero con mucha materia orgánica (Leptosol úmbrico). Sin embargo, en zonas de acumulación, pueden aparecer suelos más profundos (Umbrisol hiperdistrico (Fig. 19).

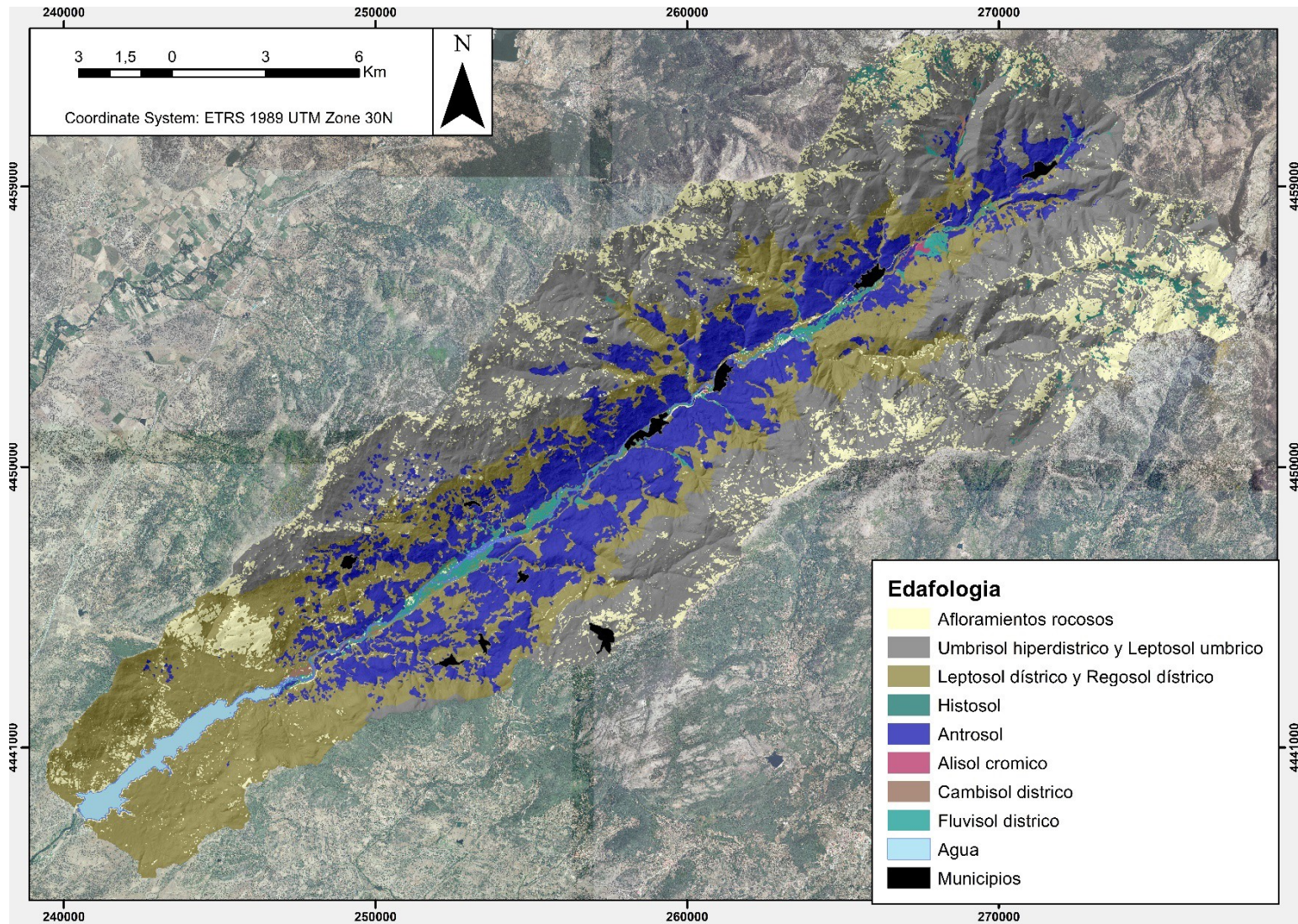


Figura 18. Cartografía edafológica del Valle del Jerte.

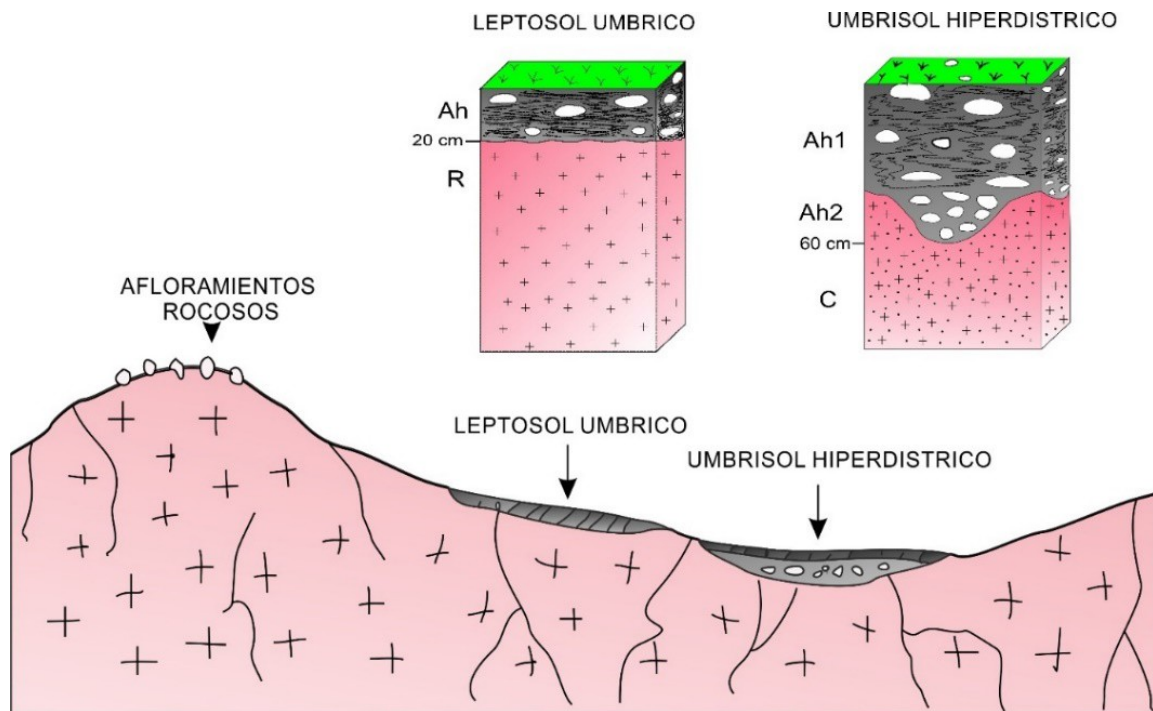


Figura 19. Perfiles edáficos desarrollados sobre granitos, en laderas superiores a 900m de cota.

En los bordes de los arroyos, en las cabeceras de las gargantas y en las lagunas colmatadas que se han quedado colgadas por la acción del glaciario (Fig. 20), se pueden encontrar Histosoles fibrícos y hémicos, que se forman por la acumulación de materia orgánica fresca o parcialmente descompuesta.

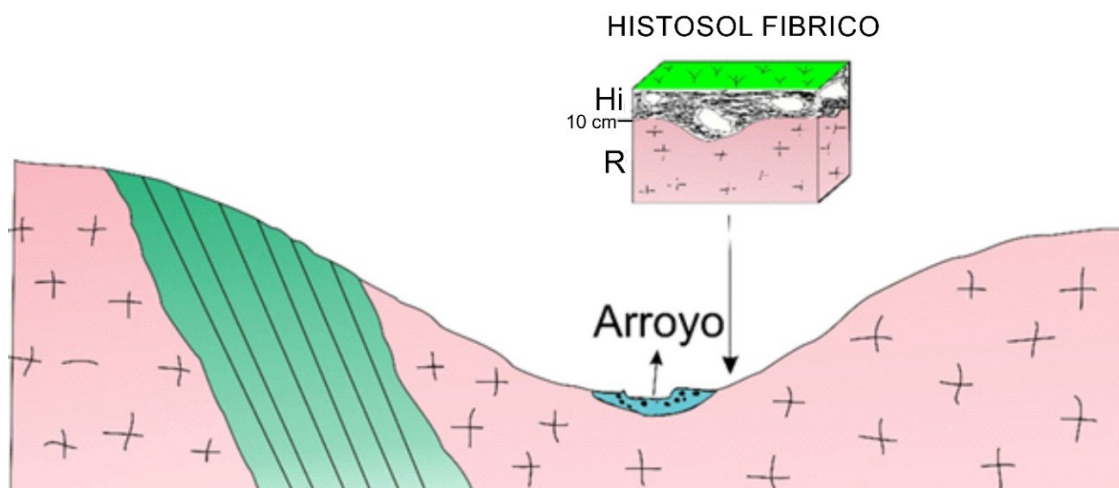


Figura 20. Esquema de localización de los Histosoles fibrícos.

A medida que desciende la altitud, por debajo de los 900m, las laderas poseen una menor humedad y una temperatura mayor, por lo que la descomposición de la materia orgánica es más lenta. El perfil edafológico se va a desarrollar con un menor aporte de materia orgánica por lo que sus colores viran a pardos y pardos amarillentos, desapareciendo los colores oscuros

propios de las cumbres. El desarrollo de estos perfiles es también escaso pues las pendientes siguen siendo abruptas, por lo que la erosión va a ser muy importante de cara al desarrollo del suelo. Aparecen Leptosoles dístricos en las zonas donde la roca aún no se ha meteorizado y Regosoles dístrico (Fig 21) cuando el granito ya se ha arenitizado.

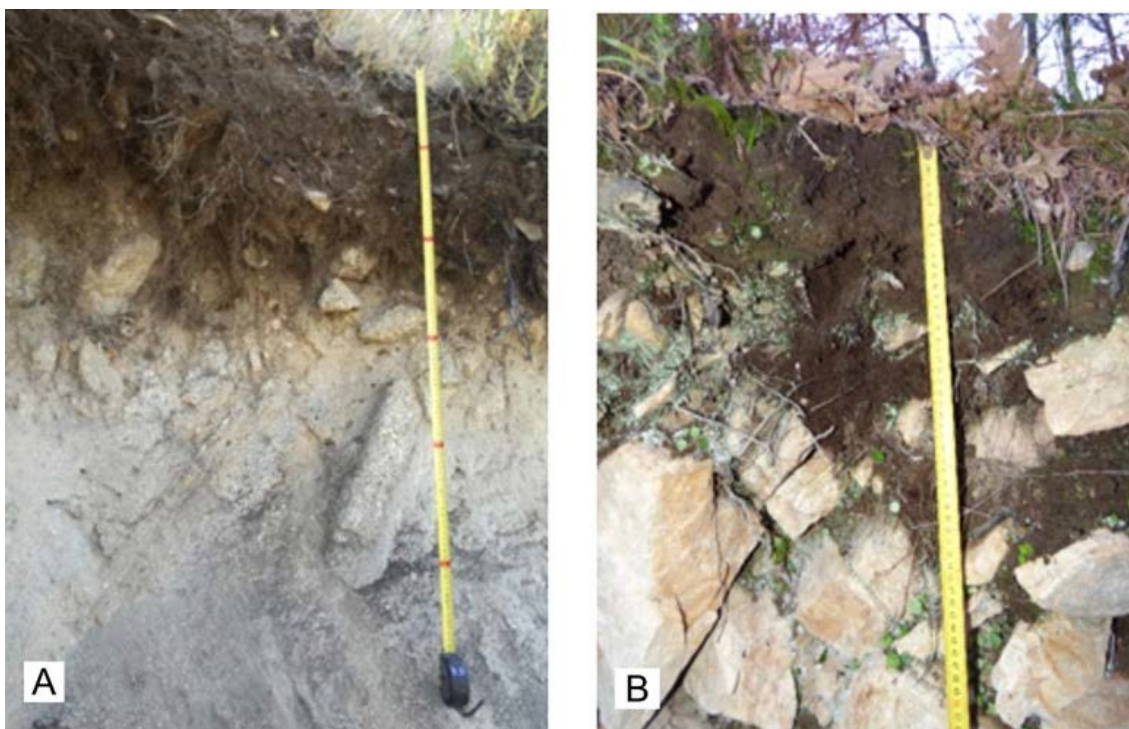


Figura 21. A) Leptosol úmbrico sobre bolo granítico continuo, Cabezuela del Valle. B) Leptosol úmbrico desarrollado en un robledal con el granito fragmentado por la acción de las raíces, Tornavacas.

Estos suelos también son comunes en las laderas de poca altura como son las zonas cercanas al embalse cuya altitud máxima ronda los 900 m, en la Sierra de la Oliva al norte del embalse y la Sierra de San Bernabé de Casas del Castañar al sur del embalse Jerte-Plasencia (Fig. 22).

El Valle del Jerte, geomorfológicamente está formado en ambas laderas por una serie de niveles que desciende escalonadamente desde los 2200-2300 m al NE hasta los 600-650 m al SO, formados a su vez por una sucesión de pequeños rellanos y laderas con pendiente. Estos rellanos son zonas de acumulación de sedimento, procedente de la erosión de las laderas superiores; al ser zonas de acumulación, los suelos poseen mayor desarrollo, apareciendo los horizontes B, y formando suelos del tipo Cambisol dístrico.

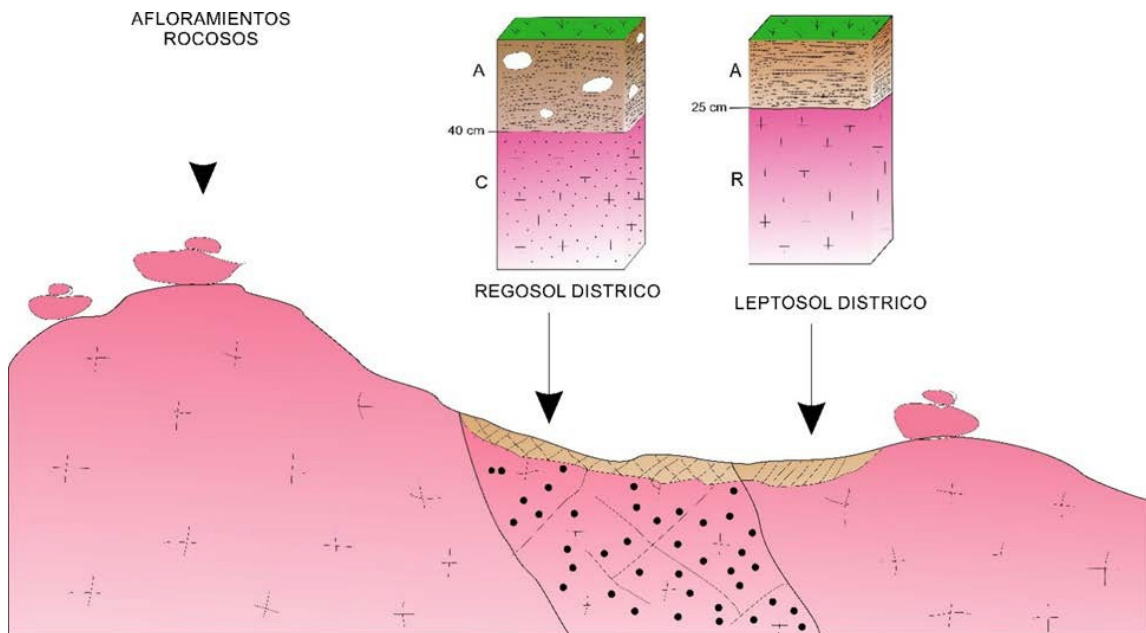


Figura 22. Perfiles edáficos desarrollados sobre granitos, en laderas inferiores a 900m de cota.

El río Jerte a lo largo de su encajamiento en el valle ha ido dejando terrazas de sedimentos en los que los suelos se han desarrollado con mayor facilidad que en las laderas. Estos suelos están más o menos desarrollados dependiendo de la edad de formación de las terrazas. En las terrazas altas podemos encontrar Alisoles crómicos que son suelos con un gran desarrollo y evolución, con secuencia de horizontes ABtC (Fig. 23). En las terrazas medias encontramos Cambisoles dístricos, suelos con un perfil ABwC . Finalmente, en las llanuras de inundación y las terrazas más bajas los suelos predominantes son los Fluvisoles dístricos (Fig. 24), que poseen un único horizonte superficial (A), desarrollado sobre los recientes y frecuentes aportes aluviales del río (Fig. 25).

En el Valle del Jerte el perfil edafológico más común es el Antrosol, esta clase de suelo se engloban todos los suelos creados por las actividades humanas a través de la adición de, por ejemplo, arena, abonos terrosos, compost o barro. Puede contener piedras, ordenadas y distribuidas al azar. Comúnmente contiene artefactos tal como fragmentos de cerámica. Normalmente el material agregado se mezcla con el suelo superficial original. Estos suelos se originan como consecuencia de las modificaciones que se refieren al movimiento de tierras para ubicar suelos fértiles en áreas más desfavorables, incluso cambiar la morfología del terreno para adaptarlas a un nuevo uso. En el área de estudio estos suelos se encuentran en todas las zonas ocupadas por el cultivo del

cerezo, bien por la modificación de la ladera para la construcción de bancales, por el movimiento de tierra para crear un suelo óptimo para el cultivo o por el aporte de materia orgánica y elementos minerales por la producción intensiva de cerezas.



Figura 23. A) Perfil de Alisol crómico, Tornavacas. B) Alisol crómico donde se pueden observar el lavado de arcillas del horizonte superior, Jerte.



Figura 24. A) Perfil Fluvisol dístico, Jerte. B) Fluvisol dístico en una extracción de áridos, Jerte



Figura 25. Perfiles edáficos de las terrazas del río Jerte.

Los perfiles de Antrosol terrico-arénico (Fig. 26) muestreados en el Valle de Jerte, mediante calicata o con barrena, han presentado un material no homogéneo, con los subhorizontes completamente mezclados. Poseen una estructura arenosa con un 70% de arena y un contenido de materia orgánica entre un 1 y un 2 %.



Figura 26. Izquierda) Muestra de perfil Antrosol terrico-arénico con la barrena, Jerte. Derecha) Perfil Antrosol terrico-arénico, Valdeastillas.

Para el cálculo del factor K o la erosionabilidad del suelo, se ha llevado a cabo un muestreo de las principales unidades del suelo existentes en el área de estudio (Fig. 27). Una vez marcados los puntos de visita obligatoria se llevó a cabo la campaña de campo que se desarrolló en varios días, en los que se recogieron muestras: en todo el rango altitudinal en las dos laderas, en las diferentes terrazas aluviales y por las zonas de geomorfología glacial y

periglaciario, donde el desarrollo de turberas era de mayor potencia. También se tomaron muestras en zonas con diferentes usos de suelo: cultivos de cerezo, dehesa, bosque, matorral y pastizal. Se muestrearon zonas donde la pendiente era nula o escasa de un 0-3% hasta pendientes del >10%. Las muestras recogidas con estos condicionantes permiten obtener una visión global de la zona de estudio.

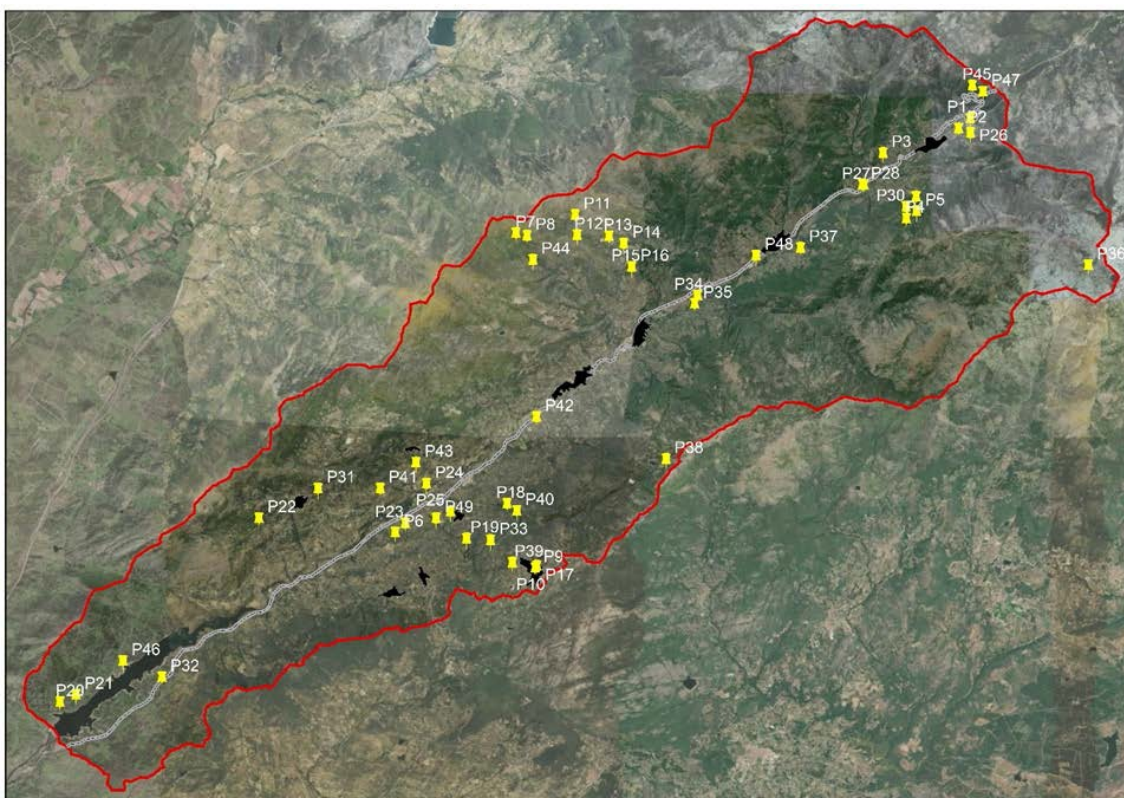


Figura 27. Puntos de muestreo de perfiles edafológicos en el Valle del Jerte

Una vez recogidas las muestras se desarrolló la campaña de laboratorio en la que se analizó de cada muestra la textura y materia orgánica, necesaria para el cálculo del factor K. Los resultados obtenidos de estos análisis serán decisivos para determinar la resistencia a la erosión de los suelos (Tabla 1).

Perfil	Arena muy fina %	Arena Total%	Limo%	Arcilla%	% M.O.
1-1	7,15	53,67	27,23	19,11	0,95
2-1	16,18	63,32	27,95	8,73	3,38
2-2	15,03	54,94	33,86	11,19	1,16
3-1	11,33	55,91	28,13	15,96	10,30

5-1	7,32	71,22	16,19	12,58	5,19
6-1	7,17	75,95	13,76	10,29	8,65
6-2	7,54	73,57	15,51	10,92	9,43
8-1	6,50	64,41	20,05	15,54	3,51
P 1	9,87	63,58	20,63	15,78	13,15
P 2	9,48	71,11	16,45	12,44	9,47
P 3	9,32	70,21	18,42	11,37	9,60
P 4	9,51	68,87	17,87	13,26	9,67
P 5	8,54	70,64	16,85	12,50	10,26
P 6	12,84	73,78	16,54	9,68	2,81
P 7	8,74	70,68	17,42	11,90	11,78
P 8	7,77	68,83	18,73	12,44	4,75
P 9	8,56	65,38	23,23	11,39	4,32
P 10	9,69	69,02	19,11	11,87	7,58
P 11	7,19	65,24	19,93	14,82	7,91
P 12	8,87	71,81	18,91	9,28	1,30
P 13	8,53	67,68	21,30	11,02	2,14
P 14	9,80	77,05	15,58	7,37	2,11
P 15	9,98	76,78	14,79	8,43	1,14
P 16	10,60	62,70	23,57	13,73	3,61
P 17	10,28	78,27	14,01	7,72	4,40
P 18	8,67	65,32	22,29	12,39	1,26
P 19	12,34	78,99	15,59	5,42	3,08
P 20	11,90	61,46	21,44	17,10	1,63
P 21	11,01	70,34	19,92	9,74	1,63
P 22a	8,76	52,54	29,91	17,56	1,50
P 22b	10,63	22,25	42,31	35,45	0,32
P 23	5,84	69,22	18,37	12,40	4,95
P 24	7,53	67,96	19,50	12,55	3,39
P 25	7,98	68,21	22,53	9,26	1,87

P 26	7,48	73,03	18,12	8,85	3,30
P 27	14,88	64,17	21,47	14,36	0,46
P 28	10,19	65,60	22,83	11,58	6,17
P 29	8,00	65,20	20,06	14,74	7,01

Tabla 1: Resultados analíticos de los perfiles del suelo muestreados en el Valle del Jerte.

Analizando los resultados de los muestreos, se puede concluir que los suelos del Valle del Jerte poseen una textura franco-arenosa, con un 60-80 % de arena, un 10-30% de limo y un 20-40% de arcilla (Fig. 28).

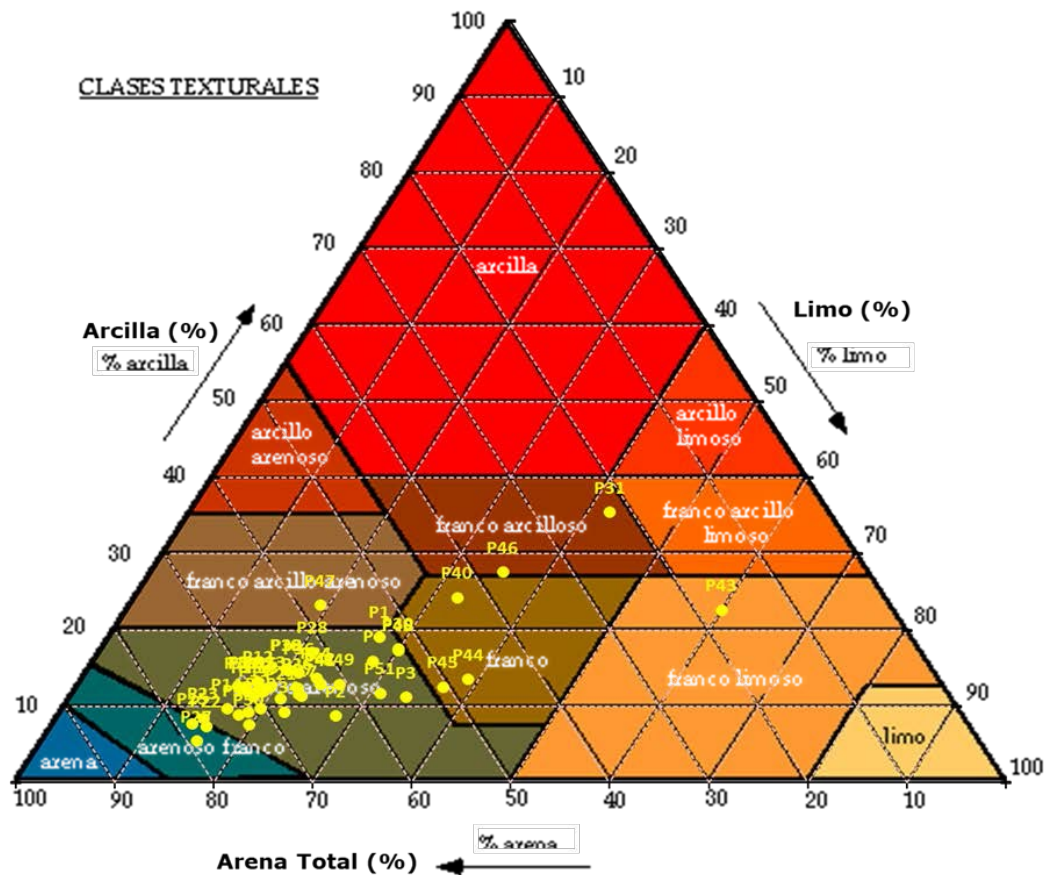


Figura 28. Clases texturales de los perfiles edáficos analizados.

La alta cantidad de arena les confiere una buena aireación, sin embargo, conlleva una baja capacidad de cambio de cationes por lo que se dificulta la adsorción de nutrientes por la vegetación. Son suelos que no retienen el agua, muy permeables, en consecuencia, son muy ligeros y sueltos, propensos a la erosión tanto por el agua como por el viento.

Cabe destacar los suelos de los perfiles 31, 43 y 46, correspondientes con Luvisoles crómicos, los suelos de tierras rojas. Se distinguen por el alto contenido

en arcilla, lo que hace que los nutrientes estén más accesibles para la vegetación y sean más impermeables. En estas zonas donde se encuentran estos suelos la erosión será menor en relación con la textura del suelo, porque, aunque las partículas son de menor tamaño se agregan creando una mayor resistencia a ser arrastrados por el agua y por el viento.

Otro factor importante es la alta cantidad de materia orgánica (Fig. 29); tan solo 12 perfiles muestreados se encuentran por debajo del 2%. La materia orgánica aumenta la densidad aparente de los suelos, aumentando la capacidad de retención de agua. También favorece la cohesión de partículas creando la formación de agregados que aumentan la resistencia a la erosión.

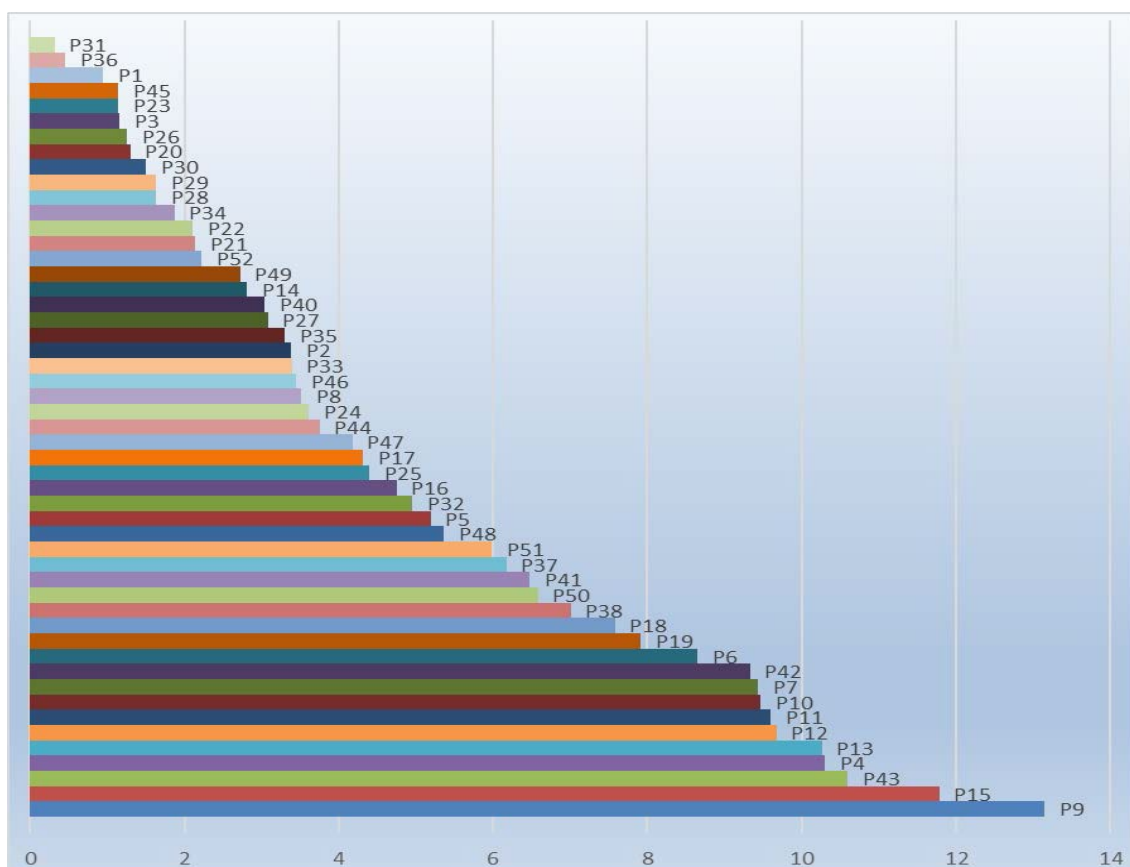


Figura 29. Cantidad de materia orgánica (%) en los suelos estudiados.

Por otra parte, son reseñables las muestras 30 y 31 que corresponden con los horizontes A y B de un Alisol crómico, donde la materia orgánica ha sido lavada. Las muestras 1, 34 y 37 se adquirieron de un deslizamiento donde el horizonte A había sido deslizado y afloraban los derrubios de ladera. Las muestras 23 y 26 se han tomado en una dehesa, donde la cobertura arbórea es escasa y la muestra 20, se ha recogido bajo cerezos con la consecuente

disminución de nutrientes debido a su cultivo intensivo, a lo que se añade las continuas labores de la tierra ocasionando la pérdida de materia orgánica.

1.3.5. Vegetación

En referencia a la vegetación, la zona de estudio se encuentra ubicada dentro de la Región biogeográfica Mediterránea. A su vez, dentro de esta región, en el Valle del Jerte están representadas dos subprovincias corológicas: la subprovincia Carpetano-Ibérico-leonesa sector Bejarano-Gredense correspondiente a las zonas de altitud mayor a 1000m, y la subprovincia Luso-Extremadurensis sector Toledano-Tagano para las zonas por debajo de los 1000 m.

Siguiendo con la caracterización bioclimática del territorio, según el mapa de series de vegetación (Rivas Martínez, 1987), en el área de estudio, debido en gran medida a su acusado gradiente altitudinal aparecen los siguientes pisos bioclimáticos (Fig. 30):

- Piso Crioromediterráneo: en las zonas más elevadas del área de estudio, sin vegetación arbórea. En función del relieve aparecen pastizales psicroxerófilos, cervunales y vegetación propia de pedregales. Los principales valores termoclimáticos son: temperatura media anual menor de 4°C, media de las mínimas del mes más frío menor de 7°C bajo cero, media de las máximas del mes más frío menor de 0°C. Durante todo el año se pueden producir heladas.
- Piso Oromediterráneo: al igual que la anterior ocupa las zonas elevadas del área de estudio. En función de la exposición, su límite altitudinal varía entre los 1600 y los 2000m. En sus etapas forestales, y a consecuencia de recurrentes repoblaciones, aparecen formaciones de coníferas, generalmente pino albar (*Pinus sylvestris* L), aunque no forman bosques cerrados, lo que permite el desarrollo de un denso estrato arbustivo subyacente. Los principales valores termoclimáticos son: temperatura media anual entre los 4-8°C, media de las máximas del mes más frío entre 0-2°C, con heladas todo el año.
- Piso supramediterráneo: Las etapas climáticas de este piso están formadas por bosques de quercineas, principalmente roble melojo o rebollo (*Quercus pirenaica* Willd.) Los principales valores termoclimáticos son:

temperatura media anual entre 8 y 15°C, media de las mínimas del mes más frío entre 1 y -4°C y media de las máximas del mes más frío entre 2 y 9°C. Se pueden producir heladas desde los meses de septiembre a junio, especialmente en los estratos superiores.

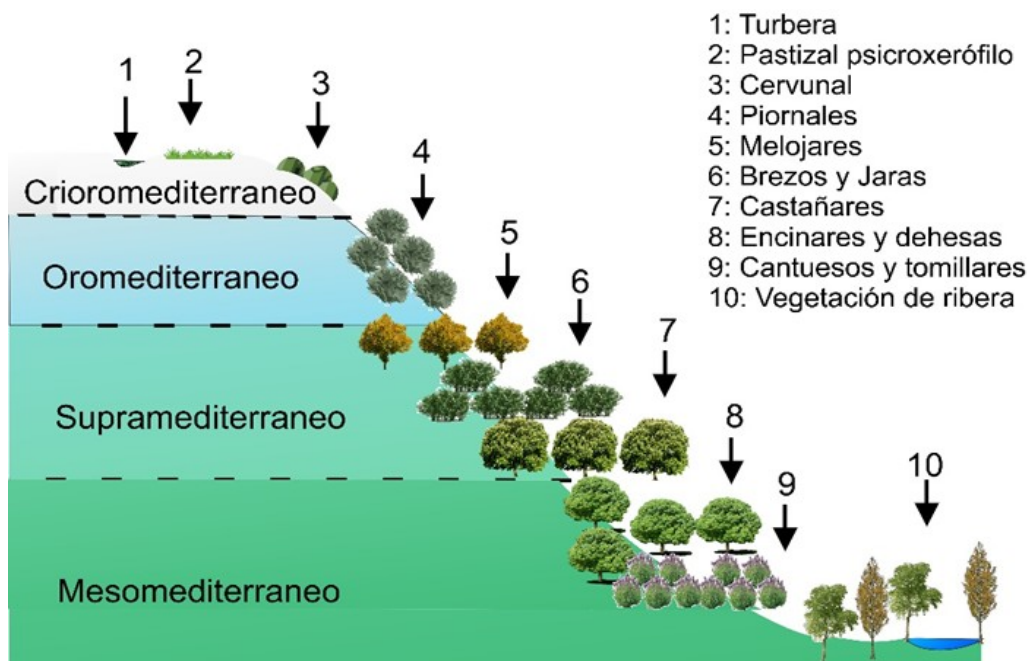


Figura 30. Esquema de los pisos bioclimáticos que se encuentran en el Valle del Jerte

- Piso mesomediterráneo: el sustrato y las precipitaciones medias condicionan que este piso alcance su potencialidad climática como bosques de quercíneas (encinares, alcornocales, quejigares o melojares) o se limite a albergar especies arbustivas de talla media dando lugar a formaciones densas de matorral. El termoclima se sitúa entre los 13 y 17°C de temperatura media anual y la temperatura media de las mínimas del mes más frío es de 4°C. Las heladas, en los estratos medio y superior, pueden aparecer durante 6 meses al año.

En el área de estudio hay 5 series de vegetación potencial climatófilas (Fig. 31), de las 37 existentes en España, y 1 geoserie edafófila.

- Serie criorromediterránea bejarano-gredense silicícola de *Festuca indigesta* (*Agrostio rupestris*-*Armerieto bigerrensis sigmetum* Rivas Mart.)

Se trata de pastizales permanentes, los cuales pueden ser alterados por excesiva presión ganadera dando lugar a majadales y diversos pastizales nitrificados.

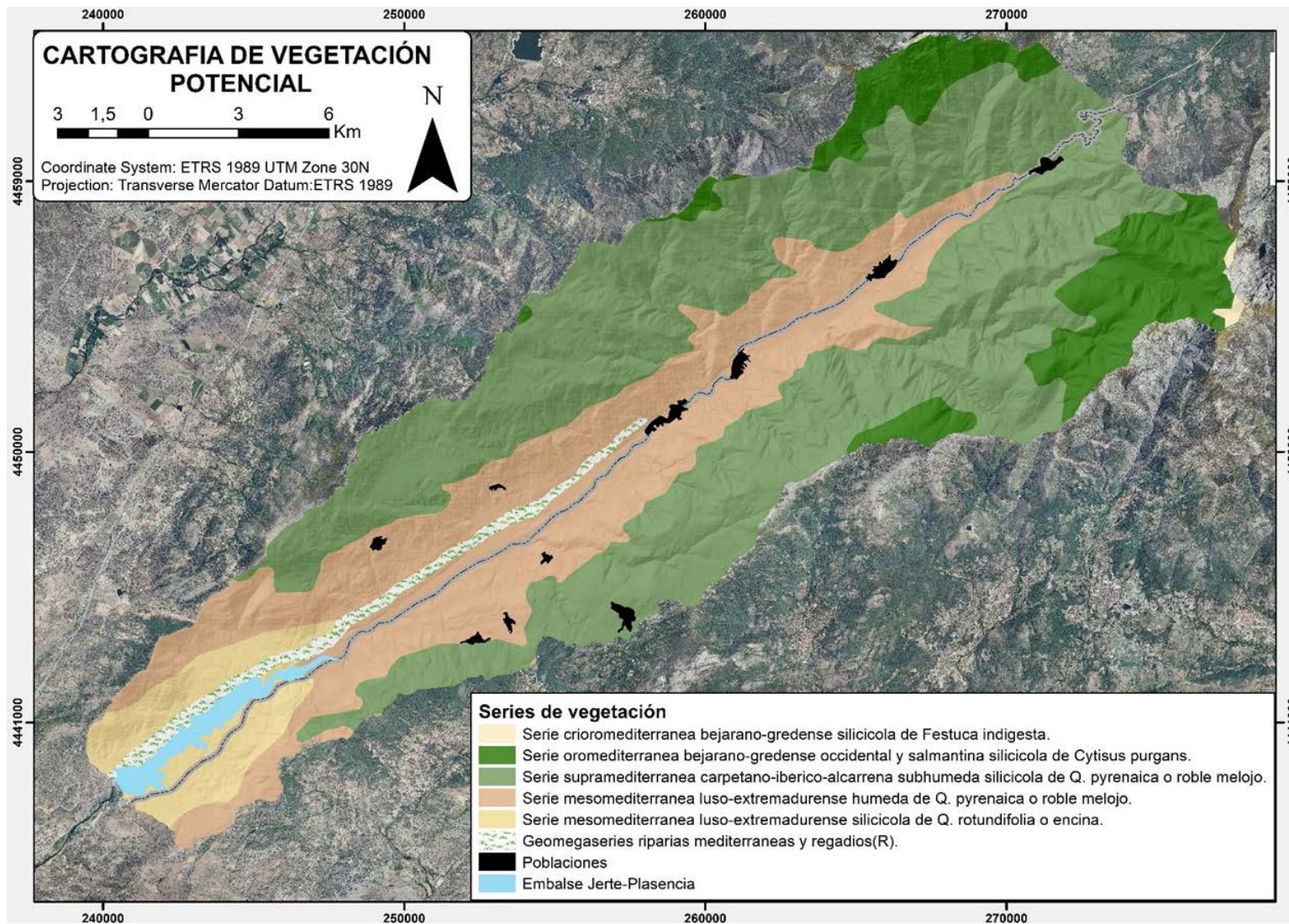


Figura 31. Cartografía de series de vegetación potencial (Rivas-Martínez and Armaiz, 1984)

La vegetación climatófila de marcado carácter psicroxerófilo se encuentra intercalada con cervunales y comunidades de flora glerícola y saxícola. típica de pedregales y depósitos de cantos móviles. Entre las especies bioindicadoras presentes destacan *Armeria bigerrensis subsp. bigerrensis* (Pau ex C.Vicioso & Beltrán) Rivas Mart. (endemismo de Gredos), y *Festuca indigesta* Boiss.

- Serie oromediterránea bejarano-gredense occidental y salmantina (Peña de Francia) silicícola de *Cytisus purgans* (*Cytiso purgantis-Echinoparteto pulviniformis sigmetum* Rivas Mart.)

Esta serie engloba diferentes etapas de desarrollo: desde matorral denso a pastizales.

En su etapa más madura presenta matorrales densos de piorno serrano (*Cytisus oromediterraneus* Rivas Mart.) con ausencia de pinares de pino silvestres (*Pinus sylvestris*). Aparece entorno a los 1700 y 2000 m de altitud. La presencia de enebro rastrero (*Juniperus nana* Willd) es escasa debido probablemente a los reiterados fuegos que con fines ganaderos se vienen provocando históricamente en estas zonas. En consecuencia, el piorno serrano prospera como especie dominante debido a su carácter marcadamente pirófito. Son bioindicadores de las etapas maduras de esta serie *Cytisus oromediterraneus*, *Deschampsia cespitosa* L, e *Echinopartum ibericum* Rivas Mart et al.

En las etapas medias correspondientes a matorrales degradados, aparece como especie característica, además del piorno serrano y el cambrión (*Echinopartum barnadesii* (Graells) Rothm), *Reseda gredensis* (Cutanda & Willk.) Müll.Arg. Tras la degradación de la vegetación arbustiva aparece una etapa dominada por los pastizales psicroxerófilos, especialmente en zonas aclaradas por el pastoreo, en los que son frecuentes: *Festuca sp.*, *Koeleria crassipes* Pers, *Jasione* L Sp., *Jurinea humilis* Desf, *Arenaria querioides* Pourr. ex Willk, etc.

- Serie supramediterránea carpetano-iberico-alcarreña subhúmeda silicícola de *Quercus pyrenaica* o roble melojo (*Luzulo forsteri-Querceto pyrenaicae sigmetum* Rivas Mart.). Robledales de melojos. Faciación típica o subhúmeda.

Esta formación, en su etapa más desarrollada, corresponde con un melojar húmedo (*Quercus pyrenaica*). Continuando con las etapas de degradación pueden aparecer escobonares (*Cytisus scoparius* L, *Genista florida* L, etc.), jarales (*Cistus* sp. Tourn. ex L.) acompañados con gayuba (*Arctostaphylos uva-ursi* (L.) Spreng.) y cantueso (*Lavandula pedunculata* (Mill.) Cav.). Y en última instancia berciales (*Stipa gigantea* Link) y vallicares (*Agrostis castellana* Boiss. & Reut.).

- Serie mesomediterránea luso-extremadurensis húmeda de *Quercus pyrenaica* o roble melojo (*Arbutus-Querceto pyrenaicae sigmetum* Rivas Mart.)

En la etapa clímax corresponde con un bosque denso de roble melojo (*Quercus pyrenaica*), eventualmente acompañado por quejigos (*Quercus faginea* Lam) o incluso ejemplares hibridados de ambos (*Quercus x neomairei* A. Camus. Riviera). Ocasionalmente también pueden aparecer alcornoques (*Quercus suber* L.) o encinas (*Quercus ilex* L.). Habitualmente se encuentra rodeado por madroño (*Arbutus unedo* L.) que constituye la siguiente etapa de degradación.

Se consideran cinco etapas de madurez para esta serie: árbol dominante, bosque, matorral denso, matorral degradado y pastizal.

En la tercera etapa de degradación, se produce la acidificación del suelo dando lugar al crecimiento de brezales con jaras (*Ericion umbellatae* Br.-Bl., P. Silva, Rozeira & Fontes) donde paulatinamente el madroño cede su presencia a diversas especies como *Halimium ocymoides* Lam, o *Cistus* sp. Por último, desaparece la vegetación arbustiva dando lugar a pastizales con especies diversas.

Son bioindicadores de esta serie: *Quercus pyrenaica*, *Arbutus unedo*, *Daphne gnidium* L., *Viburnum tinus* L., *Erica arborea* L, *Polygala microphylla* L., *Avenula sulcata* Gay ex Boiss., *Linaria triornithophora* (L.) Willd, etc.

Aunque es una zona con marcado carácter forestal, en el área de estudio se encuentra ampliamente ocupada por cultivos frutícolas, mayoritariamente de cerezo, dado su óptimo potencial para esta actividad.

- Serie mesomediterránea luso-extremadurensis silicícola de la encina (*Quercus ilex*) (*Pyro bourgaeanae-Querceto rotundifoliae sigmetum* Rivas Mart.)

La etapa clímax es un bosque esclerófilo de encina donde, con más o menos frecuencia, aparecen perales silvestres (*Pyrus bourgaeana* Decne.), alcornoques o quejigos (*Quercus faginea subsp. broteroi* (Cout.) A. Camus).

Tradicionalmente se ha convertido estos bosques en territorios adehesados mediante el aclarado de pies y la eliminación de prácticamente la totalidad del sotobosque, con el fin de adecuarlo a los usos ganaderos. A su vez, la proliferación de estas prácticas ha modificado las especies presentes, favoreciendo el desarrollo de especies vivaces anuales (*Poa bulbosa* L., *Trifolium* L. Sp., *Bellis* L. Sp.) que conforman los majadales. En esta serie la asociación de majadal corresponde al *Poa bulbosae-Trifolietum subterranei* Rivas Mart., (D.G de Medio Ambiente, 2016)

En las etapas degradadas es clave la erosión del suelo y la pérdida de fertilidad que aboca al territorio a convertirse en un jaral (*Cistus ladanifer* L.) acompañado de *Genista hirsuta* Vahl., o *Lavandula stoechas* L.; y posteriormente en un pastizal.

- Geomegaseries riparias mediterráneas y regadíos (R).

Estas series son características de zonas con abundancia hídrica, tanto superficial como subterránea. Se subdivide en función de la salinidad, características edáficas y grado de humedad, de manera que en el área de estudio están presentes las siguientes:

Geomacroserie riparia silicifila mediterraneo-iberoatlántica: está formada por las alisedas (*Alnus glutinosa* L.) que conforman bosques ribereños. En función de su termicidad aparecen como especies acompañantes diferentes especies de sauce (*Salix* sp. Tourn ex L.), fresnos, o, en los emplazamientos con características más eurosiberianas, abedules (*Betula alba* L.), acebos (*Ilex aquifolium* L.), o tejos (*Taxus baccata* L.). Es una vegetación históricamente muy modificada por el hombre; actualmente se encuentra reducida a fragmentos de

bosque de galería a lo largo de ríos, arroyos, gargantas y zonas de cabecera de cuenca.

Geoserias riparia silicifila supramediterránea Carpetana: está formada por las fresnedas (*Fraxinus angustifolia* Vahl.) pertenecientes a bosques de galería. Ocasionalmente se encuentran acompañadas por olmos (*Ulmus minor* Mill.), sauces y álamos (*Populus alba* L. y *P. nigra* L.).

Además de éstas, la megaserie engloba a los bosques de galería mixtos propios de las zonas de ribera. Mención especial merece la aparición de bosquetes de álamo blanco (*Populus alba*) a orillas del río Jerte (Figura 32) en manchas puras.



Figura 32. Alisos (*Alnus glutinosa*) y sauces (*Salix* sp) en las orillas de la Garganta de las Nogaledas, Navaconcejo.

En la zona de estudio se pueden encontrar una gran diversidad de vegetación (Fig. 33). Los melojares constituyen el bosque más abundante en la zona de estudio. Aparecen como formaciones más o menos puras, constituyendo densas arboledas.

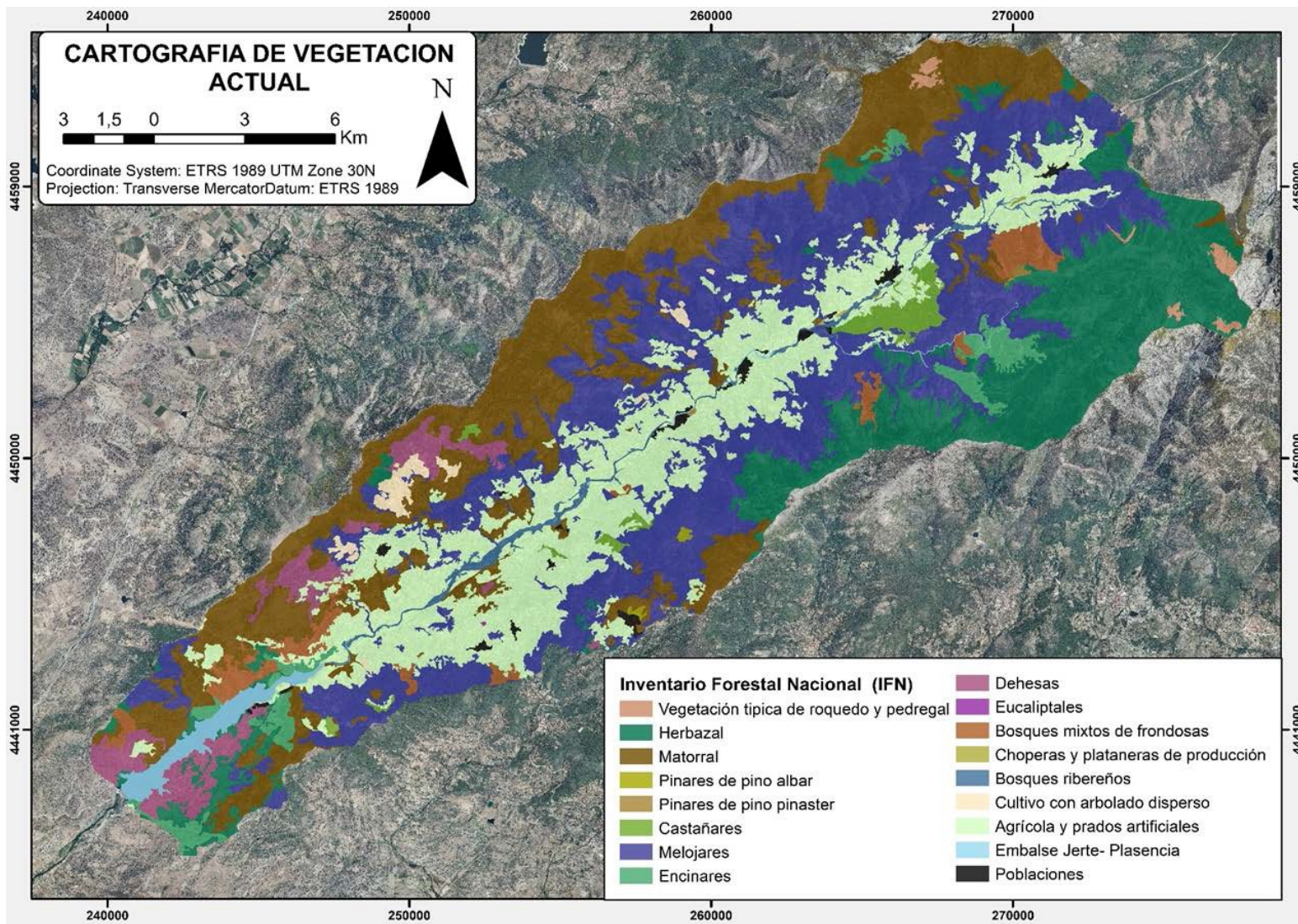


Figura 33. Cartografía de la vegetación actual, Inventario Forestal Nacional.

En el sotobosque se desarrollan arbolillos como madroños, mostajos (*Sorbus Tourn ex L. Sp.*) y durillos (*Viburnum tinus*); mientras que el estrato arbustivo y herbáceo es muy pobre. Debido a su aprovechamiento maderable y para leñas es frecuente en forma de monte bajo o como muy aclarado.

Los castaños, en su mayoría son bosques monoespecíficos procedentes de repoblaciones de diferentes épocas. Son bosques sombríos debido al solapamiento de copas y el crecimiento en espesura lo que provoca que los estratos inferiores sean prácticamente inexistentes. Tradicionalmente, al igual que en el caso anterior, han sido explotados para la obtención de madera, por lo que presenta rebrotes de cepa conformando montes bajos

Los castaños y melojares forman, en ocasiones, bosques mixtos, típicos de ambientes mediterráneos en los que pueden aparecer otras especies de frondosas como la encina. Pueden ocupar manchas más o menos extensas o constituir una zona amplificada de los ecotonos propios de melojares o castaños puros.

Los encinares constituyen formaciones más o menos cerradas, con múltiples estratos: arbóreo, arbustivo y herbáceo. Si el encinar presenta signos de regresión es habitual que aparezcan matorrales de talla media-alta como retamas (*Retama sphaerocarpa* L.), escobas (*Cytisus sp.* Desf.) o, tras un incendio jara pringosa (*Cistus ladanifer*), cantueso (*Lavandula stoechas*), tomillo (*Thymus sp.* Tourn ex L.) y aulaga (*Genista* L. Sp.), ocupando grandes extensiones.

La dehesa (Fig. 34) constituye un mosaico vegetal de origen artificial debido al uso prolongado del terreno para el aprovechamiento agrosilvopastoril. La presencia de ganado favorece el crecimiento de pastos de gran calidad forrajera y el mantenimiento de suelos ricos en materia orgánica, lo que a su vez redundará en la aparición de comunidades muy complejas a nivel florístico y de gran biodiversidad. El estrato arbóreo está formado mayoritariamente por encinas, aunque puede ir acompañada de alcornoques (*Quercus suber*) en zonas de mayor pluviosidad, o incluso algún ejemplar disperso de quejigo (*Quercus faginea*); siempre con fracciones de cubierta muy reducidas. El estrato arbustivo suele ser muy escaso, proliferando en zonas degradadas. En

la zona de estudio es poco frecuente que las dehesas estén roturadas para albergar cultivos bajo el estrato arbóreo por lo que el estrato herbáceo está formado por pastizales (majadales, vallicares, lastonares, etc.).



Figura 34. Dehesa en las zonas llanas y bosque de encinas en las zonas con más pendiente, todo ello en los alrededores del embalse, Plasencia.

Los eucaliptales son formaciones monoespecíficas y coetáneas procedentes de repoblaciones con fines madereros. En esta región son escasos, reducidos a un único rodal de 2 Ha.

Las choperas, al igual que los eucaliptales, son formaciones forestales monoespecíficas y coetáneas procedentes de repoblaciones con fines madereros. En el caso de las choperas (*Populus x euramericana* Moench), es habitual encontrarlas cerca de los ríos, en la llanura de inundación, debido a sus grandes requerimientos de agua. No existe estrato arbustivo ni herbáceo bajo ellos dado que son roturados frecuentemente.

En la zona aparecen dos pequeños rodales de pino albar (*Pinus sylvestris*) (Fig. 35), uno próximo a Piornal y otro dentro de la Reserva Natural de la Garganta de los Infiernos, pertenecientes a repoblaciones. Así mismo existen dos rodales de pino negral o resinero (*Pinus pinaster* Aiton) cuyo origen también responde a repoblaciones. Ambas formaciones se encuentran muy localizadas y no superan las 60 Ha.



Figura 35. Bosque de pino albar, todos alineados típico de reforestación y sin sotobosque debido a la espesura. Tornavacas.

Las formaciones típicas de ribera (Fig. 36) que conforman la orla vegetal que acompaña a los cursos de agua, está constituida en su mayor parte por alisos, fresnos, chopos, sauces y olmos. En condiciones ideales forman bosques de galería, con distribución de las especies conforme a sus requerimientos hídricos, pero la realidad es que son ecosistemas muy degradados en los que proliferan un número creciente de especies invasoras en detrimento de las citadas anteriormente. Hay que resaltar la existencia en el río Jerte de una aliseda con la catalogación de “Aliseda notable de Extremadura”.

En cuanto a los matorrales (Fig. 37), presentan gran diversidad en el Valle del Jerte. En las zonas más elevadas, crecen densos piornales (*Cytisus oromediterraneus*) acompañados de cambrón y enebros rastreros (*Juniperus nana*). Por otra parte, son comunes los brezales (*Erica australis* L., *E. arborea*, *E. umbellata* Loefl. ex L., etc.) y jarales (*Cistus ladanifer* f., *C. crispus* L., *C. laurifolius* L., etc.) ocupando zonas degradadas propias de melojares, castañares y encinares. También como etapas degradadas, en las zonas más húmedas

aparecen escobonales formados por *Genista florida*, *Cytisus scoparius*, *Genista cinerascens* Lange, etc. y arbustos espinosos dominados por espino albar (*Crataegus monogyna* Jacq) y endrino (*Prunus spinosa* L.). Distribuidas ampliamente en zonas de mayor degradación, aparecen el cantueso y la mejorana (*Thymus mastichina* L.) formando pequeñas matas con estructura abierta.



Figura 36. Vegetación de ribera en el río Jerte. Jerte.

En cuanto a las especies herbáceas, por encima de los 1800m son habituales son pastizales psicroxerófilos, con aspecto amacollado compuestos por especies tales como: *Armeria bigerrensis subsp. bigerrensis* (endemismo de Gredos), *Koeleria caudata* Link, *Koeleria crassipes* o *Dactylis glomerata* L.. Acompañando a los pastizales de las cumbres, en zonas llanas donde la nieve se acumula aparecen los cervunales, pastizales muy densos dominados por *Nardus stricta* L., con presencia de *Jasione laevis sp. gredensis* (endemismo de Gredos); y también comunidades propias de las turberas, generalmente dominadas por especies de briófitas del género *Sphagnum*.

En las zonas de roquedo y pedregal aparecen comunidades rupícolas cuyas especies más características son: *Senecio pyrenaicus subsp. carpetanus* Brot., *Sedum* L. Sp, *Doronicum kuepferi* Boiss. & Reut. ex Willk. & Lange, *Reseda gredensis* (Cutanda & Willk.) Müll.Arg., o *Saxifraga pentadactylis subsp. almanzorii* P.Vargas; los tres últimos, endemismos propios de la Sierra de Gredos.



Figura 37. Vegetación típica de zonas altas, mosaico de matorral (piornos), pastizales psicixerófilos y vegetación rupícola. Garganta la Serrá, Tornavacas.

En cotas más bajas, aparecen los prados típicos de zonas sometidas a pastoreo permanente, dominados por hemicriptófitos, donde destaca la presencia de *Halimium ocymoides* Lam. (endemismo ibérico). Es habitual encontrar los prados de diente imbuidos en mosaicos con otros pastizales, vallicares o incluso cervunales.

Por último, cabe destacar la abundancia de lastonares, comunidad de pastos duros dominados por *Festuca elegans* Boiss (endemismo ibero-magrebí) a la que acompañan otras gramíneas de talla media.

1.4. Objetivos

El objetivo general que se persigue en este trabajo de Tesis Doctoral es la creación de métodos estandarizados para el uso de SIG y teledetección aplicados a estudios geoambientales en riesgos de erosión, cuantificando el volumen erosionado de suelo e implementando factores que permiten un cálculo continuo y dinámico de la vegetación.

Los objetivos específicos son:

Objetivo 1: Calibrar y validar los métodos e índices de erosión y transporte de sedimentos específicos (por ejemplo, USLE-RUSLE2 y método de Lawrence) en condiciones sin afección antrópica de la ocupación del suelo e implementar los SIG y la teledetección en el cálculo de la erosión, mejorando la precisión en la cuantificación de sedimento movilizado y con una temporalidad continua.

Objetivo 2: creación de un protocolo que permita obtener cartografías de caracterización de la masa arbórea de manera rápida y eficaz. Esta cartografía ayudará a predecir las zonas susceptibles de ser afectadas por un evento catastrófico de producción de sedimentos como es un incendio forestal.

Objetivo 3: Caracterizar la masa arbórea con gran precisión, utilizando índices como el NDVI (Índice de Vegetación Normalizado) y el NDWI (Índice normalizado del agua) para estudiar la protección del suelo cubierto por la diferente vegetación de manera, rápida, eficaz, fiable y continua.

Objetivo 4: Analizar el efecto de los cambios de uso del suelo y los daños antrópicos sobre el paisaje de un valle fluvial-estructural durante las últimas tres décadas, comparando el paisaje potencial con el paisaje en 1994, 2000, 2010 y 2019 y analizando los patrones espaciales en los años posteriores.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Materiales

2.1.1. Landsat

El “Proyecto EROS” (Earth Resources Observation Satellites) tiene como objeto recopilar información terrestre de manera continua. Dentro de dicho proyecto se desarrolla el programa Landsat, llevado a cabo por la NASA, el Departamento del Interior, y el Departamento de Agricultura de Estados Unidos para la monitorización de la superficie terrestre (USGS, 2020). Este programa está compuesto de 8 satélites: Landsat 1 (lanzado en 1972), Landsat 2 (lanzado en 1975), Landsat 3 (lanzado en 1978), Landsat 4 (lanzado en 1982), Landsat 5 (lanzado en 1984), Landsat 6 (lanzado en 1993, fallido), Landsat 7 (lanzado en 1999), Landsat 8 (lanzado en 2013).

Las imágenes Landsat utilizadas en esta tesis se obtuvieron del servicio geológico de EE. UU. (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) y corresponden a los satélites:

El landsat 5 (Tabla 2) posee una resolución espacial de 30 m de píxel y una resolución temporal de 15 días. Está compuesto por dos sensores: “Thematic Mapper” -TM- diseñado para imágenes con una separación espacial más nítida, y Escáner multiespectral -MSS-, sensor diseñado para la exploración multiespectral de la tierra.

Bandas	Longitud de onda (µm)	Resolución (m)	Sensor
1	0,45 – 0,52	30	TM
2	0,52 – 0,60	30	
3	0,63 – 0,69	30	
4	0,76 – 0,90	30	
5	1,55 – 1,75	30	
6	10,4 – 12,5	120	
7	2,08 – 2,35	30	
4	0,5 – 0,6	82	MSS
5	0,6 – 0,7	82	
6	0,7 – 0,8	82	
7	0,8 – 1,1	82	

Tabla 2: Bandas espectrales de los sensores TM y MSS para Landsat 5

El Landsat 8 (Tabla 3), tiene una resolución espacial de 30 m de píxel mejorándose a 15 m de píxel con la banda pancromática y una resolución

temporal de 15 días. Aparte del sensor multiespectral “Operational Land Imager” -OLI-, va acompañado del sensor “Thermal Infrared Sensor” -TIRS- que mide la temperatura de la superficie terrestre en dos bandas térmicas.

Landsat 8	Longitud de onda (μm)	Resolución (m)
1 - Coastal aerosol	0.43-0.45	30
2 - Blue	0.45-0.51	30
3 - Green	0.53-0.59	30
4 - Red	0.64-0.67	30
5 - Near Infrared (NIR)	0.85-0.88	30
6 - SWIR 1	1.57-1.65	30
7 - SWIR 2	2.11-2.29	30
8 - Panchromatic	0.50-0.68	15
9 - Cirrus	1.36-1.38	30
10 - Thermal Infrared (TIRS) 1	10.6-11.19	100
11 - Thermal Infrared (TIRS) 2	11.50-12.51	100

Tabla 3: Bandas espectrales de los sensores OLI y TIRS para Landsat 8

Las imágenes utilizadas (Tabla 4) corresponden con Landsat 5 de los años 1994, 2000 y 2010. Se utilizó este satélite ya que es el que mejor calidad de imagen ofrece desde los años 1984 hasta 2013. La imagen del Landsat 8 corresponde al año 2019 ya que este satélite se puso en órbita el 11 de febrero de 2013 para continuar con la monitorización que realizaba el Landsat 5. Estas imágenes se utilizaron para calcular los cambios en los usos del suelo del área de estudio a lo largo de las últimas 4 décadas, y así analizar los cambios en el paisaje.

Años	Parámetros de imágenes	Satélite
1994	LT05 L1TP 202032 19940314 20180217 01 T1	Landsat 5
2010	LT05 L1TP 202032 20100310 20161016 01 T1	Landsat 5
2000	LT05 L1TP 202032 20000314 20180312 01 T1	Landsat 5
2019	LC08 L1TP 202032 20190303 20190309 01 T1	Landsat 8

Tabla 4: Año, nombre y satélite de cada imagen utilizada en los estudios

2.1.2. Sentinel 2

Sentinel 2 es una misión de la Agencia Espacial Europea que incluye el lanzamiento de los satélites Sentinel 2A (lanzado en junio del 2015) y Sentinel 2B (lanzado en marzo de 2017). Los datos de la misión Sentinel 2 poseen la

mejor resolución espacial (10 m) dentro de los satélites que ofrecen servicios gratuitos (Mandanici and Bitelli, 2016) y una resolución temporal de 5 días.

El satélite posee 13 bandas espectrales (Tabla 5), que van desde longitudes de onda del visible al infrarrojo de onda corta (SWIR), pasando por infrarrojos cercano (VNIR), a lo largo de una franja orbital de 290 km.

SENTINEL-2 Resoluciones radiométricas y espaciales			
Numero de Banda	Nombre	Longitud de onda central (nm)	Resolución espacial (m)
1	aerosoles	443	60
2	azul	490	10
3	verde	560	10
4	roja	665	10
5	NIR	705	20
6	NIR	740	20
7	NIR	783	20
8	NIR	842	10
8a	NIR	865	20
9	Vapor de agua	945	60
10	Detección de nubes	1375	60
11	SWIR	1610	20
12	SWIR	2190	20

Tabla 5: Resoluciones radiométricas y espaciales de las bandas de Satélite Sentinel 2

Las imágenes de los satélites Sentinel han sido adquiridas del Centro de acceso abierto de Copernicus, conocido como Copernicus Open Access Hub (Copernicus, 2018) que proporciona acceso completo, gratuito y abierto a los productos de Usuario de los satélites Sentinel 1, Sentinel 2, Sentinel 3 y Sentinel 5P.

Las fechas de las imágenes con las que se han trabajado han sido:

- **El 16 de julio de 2016.** Ya que es una época en la que la vegetación está en plena floración (Norman et al., 2017) y el porcentaje de nubes es casi nulo, de esta forma se facilita la clasificación de la vegetación y se obtiene una imagen con menos distorsiones. Por lo que es una imagen óptima para conocer la vegetación existente en cada momento en el área de estudio.

- **El 16 de junio de 2016**, imagen obtenida antes del incendio forestal de la Garganta de los Infiernos y existía una imagen en buenas condiciones justo un año después.

- **El 4 de septiembre del 2016**, primera imagen sin nubes después del incendio del 2016.

- **El 2 de junio de 2017** imagen con poca cobertura de nubes y distorsiones de la primavera posterior al incendio forestal estudiado.

2.1.3. Laser Imaging Detection and Ranging -LiDAR-

Los datos LiDAR, han sido obtenidos por el Instituto Geográfico Nacional -IGN- de España, a partir del Plan Nacional del Ortofotografía aérea -PNOA-. Los datos del área de estudio fueron obtenidos en el año 2010 y las imágenes poseen un calibrado del sensor LiDAR, con un máximo de 5 retornos por pulso y se ha realizado una preclasificación de dichos retornos (Tabla 6).

Cámara	Fotogrametría aérea
Bandas espectrales	Pancromático, rojo, verde y azul
Densidad de pulsos laser	2 puntos/m ²
Tamaño de píxel óptimo	0,20 m
Altura de vuelo	Máximo 3000m
Exactitud horizontal	0,30 m
Exactitud vertical	0,20m

Tabla 6: Características del sensor LiDAR utilizado en el estudio

2.2. Métodos

2.2.1. Cálculo de la colmatación del Embalse de Plasencia

En primer lugar, para el cálculo de la vida útil del Embalse de Plasencia se calculó el sedimento erosionado mediante las metodologías: USLE-RUSLE2 y Lawrence, realizando una comparación de ambas y calculando el porcentaje de sedimentos retenidos en el embalse para estimar su vida útil (Fig. 38).

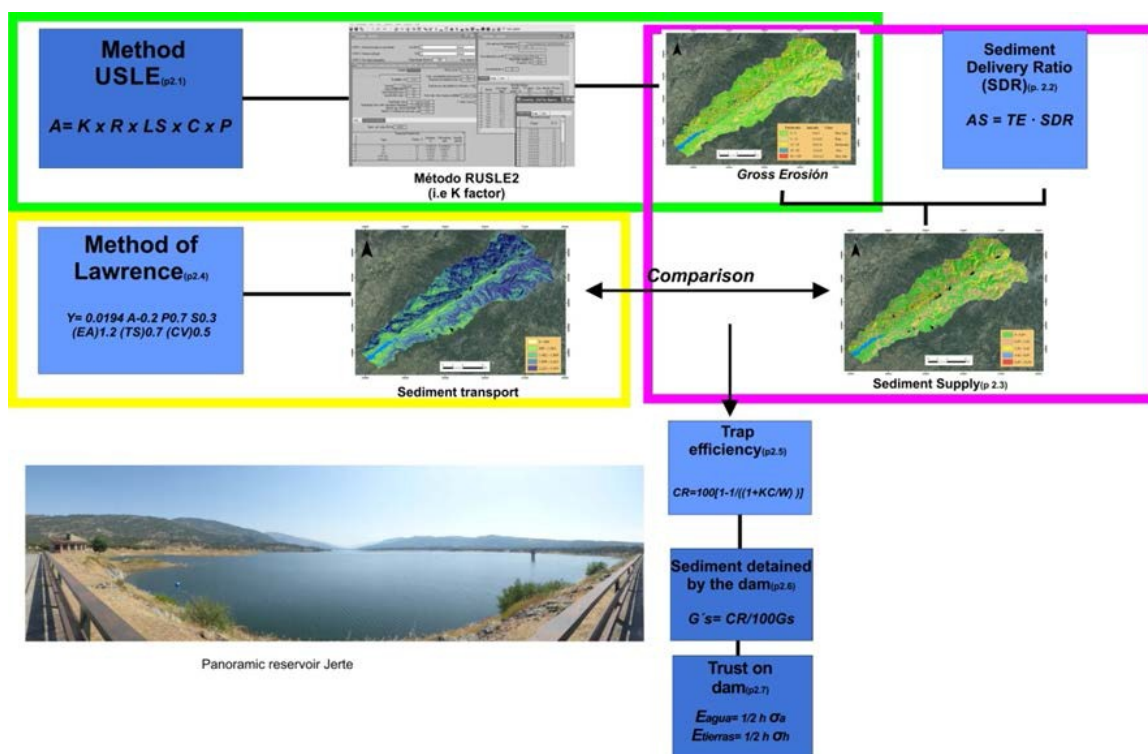


Figura 38. Desarrollo metodológico y cartográfico del estudio de la colmatación del Embalse de Plasencia (Sánchez et al., 2018).

2.2.1.1. Cálculo de sedimentos erosionados brutos USLE-RUSLE2:

El modelo más usado para el cálculo de la erosión es la Universal Soil Loss Equation -USLE- (ec.1) y su versión revisada RUSLE2, que estiman periodos largos de la pérdida de suelo media (Constantine and Ogbu, 2015).

Para el cálculo de la erosión, se tiene en cuenta la erosividad pluvial a partir de las precipitaciones medias. La erosividad constituye el poder que tiene la lluvia para producir erosión en el suelo, ya que ésta varía dependiendo de la altura del nivel freático en el suelo (Zhao et al., 2014). Se analiza la erosionabilidad del suelo, a partir de datos texturales y estructurales de los perfiles edafológicos. En aquellas zonas donde no hay suelo se han tenido en cuenta la susceptibilidad erosiva del sustrato litológico. La susceptibilidad o vulnerabilidad a la erosión de un suelo o lo que es lo mismo el inverso a la resistencia a la erosión, está influenciado por las características físicas del suelo (textura, estructura, permeabilidad, etc.) y la naturaleza de la roca madre.

Para obtener los datos texturales de los perfiles de los suelos se realizó un análisis granulométrico en el cual Las muestras fueron tratadas con agua

oxigenada al 6% para eliminar la materia orgánica y se dispersaron con solución de hexametáfosfato sódico.

Las fracciones mayores de 0.05 mm (arenas) se determinaron por tamización en seco. Las fracciones menores de 0.05 mm (limos y arcillas) se determinaron por sedimentación siguiendo el método de la Pipeta de Robinson (USDA 1996).

Para completar los datos texturales se determinó la materia orgánica mediante oxidación en húmedo con dicromato potásico ($\text{Cr}_2\text{O}_7\text{K}_2$) y valoración posterior del ion Cromo (Cr^{3+}) con sulfato ferroso amónico ($(\text{SO}_4)_2\text{Fe}(\text{NH}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), según el método seguido por (Walkley-Black 1934).

Con el Modelo Digital del Terreno -MDT-, a partir del LiDAR, cuya resolución espacial es de 5 m/píxel se calculó la longitud de pendiente (L) y el factor pendiente (S) y su efecto combinado, este valor permite estimar las pérdidas de suelo que se producen en el terreno.

Una vez obtenidos los valores de los factores anteriores, mediante álgebra de mapas, se procede a calcular la erosión potencial. Posteriormente se calculó la cobertura vegetal del suelo para analizar la influencia que tiene el tipo de especie vegetal y la alternancia de cultivos, puesto que reducirá el volumen erosionado. A partir de los valores establecidos por el Servicio de Conservación de Suelos de Estados Unidos -USGS- se calcula el valor para formaciones arbóreas, arbustivas y mixtas arboladas, analizando el porcentaje de Fracción de Cobertura Cubierta -FCC-, el tipo de cubierta herbácea, espesor de despojos vegetales y el porcentaje de cubierta en contacto con el suelo.

Las prácticas de conservación de suelos en los usos del territorio, no se tienen en cuenta ya que interesa conocer las pérdidas reales teniendo en cuenta los factores naturales.

2.2.1.2. Coeficiente de entrega de sedimentos de la cuenca vertiente

La aportación de sedimentos al embalse varía dependiendo del tamaño de la cuenca: a mayor tamaño, menor cantidad de sedimentos se deposita en el embalse, ya que cuanto mayor es la superficie, mayores son las zonas de

sedimentación dentro de esta. Y también de la pendiente del curso fluvial de mayor orden, en este caso el río Jerte, de orden 4. Y por último depende de las bifurcaciones de la red de drenaje, a mayor bifurcación mayor capacidad de transporte (Fig. 39).

Para determinar el Coeficiente de Entrega de Sedimentos (CES) (ec. 3), se ha aplicado la siguiente ecuación (Avendaño *et al.*, 1994):

$$\text{CES} = 36A^{-0.2} - \frac{2}{\log P} + \log \text{BR} \quad (\text{Ecuación 3})$$

Donde: CES = porcentaje total de material movilizado en la cuenca que sale de la misma, A = superficie de la cuenca (m²), P = pendiente del curso principal expresada en tanto por uno y BR = coeficiente de bifurcación de la red hidrográfica.

Los términos que se integran en la ec. 3 se calculan por separado, de manera que obtenemos valores para el área de la cuenca, la pendiente y el coeficiente de bifurcación, según Strahler, (1965) para determinar el orden de los cauces y Horton para el cociente entre el número de ríos de orden “j” y el número de ríos de orden “j+1” (Horton, 1945).

La pendiente se estima mediante la digitalización del curso principal de la cuenca del río Jerte y rasterizando el mapa obtenido, realizando una máscara con el mapa de pendientes de la cuenca expresado en porcentajes.

Para determinar la red de drenaje del Valle del Jerte (Fig. 39) se parte del MDT y se establecen las direcciones de flujo hidrológico de la pendiente para posteriormente determinar la acumulación del flujo de las distintas zonas. Estableciendo un límite mínimo sobre las mismas, se conocen los cauces de la red de drenaje y sus órdenes, para poder calcular el coeficiente de bifurcación.

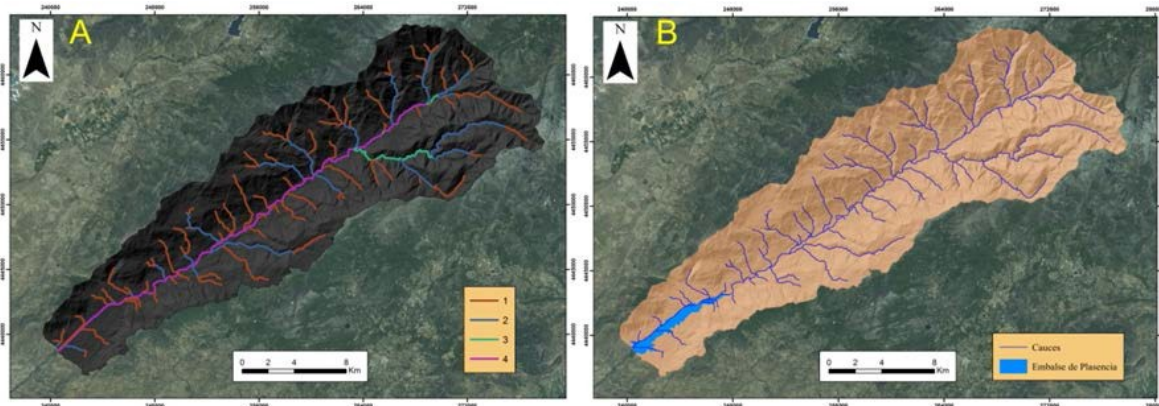


Figura 39. Hidrología valle del Jerte: A) Orden de los cauces, B) Red de drenaje

2.2.1.3. Cálculo de Entrega de Sedimentos -CES-

El aporte de sedimentos -AS- al embalse es una proporción del total de sedimentos erosionados brutos en el área fuente -TE- que es la pérdida de suelo calculado a partir de la USLE y Coeficiente de Entrega de Sedimentos al embalse -CES- obedeciendo a la (ec.4):

$$AS = TE \cdot CES \quad (\text{Ecuación 4})$$

2.2.1.4. Método de Lawrence

El método de Lawrence (Lawrence, 2004)(ec.5) está basado en mediciones realizadas en embalses de pequeñas cuencas, en zonas semiáridas del este y del sur de África. La ecuación propuesta es la siguiente:

$$Y = 0.0194 A^{-0.2} P^{0.7} S^{0.3} (EA)^{1.2} (TS)^{0.7} (CV)^{0.5} \quad (\text{Ecuación 5})$$

Donde: Y= Sedimentación (T/km²/año), A= área de la cuenca (km²), P= Precipitación media anual (mm), S= Pendiente en porcentaje, EA= Coeficiente de erosión activa del suelo, TS= Coeficiente de tipo de suelo y drenaje, CV= Condiciones de vegetación de la cuenca y los coeficientes de EA, TS y CV son determinados en función a las características de la cuenca.

2.2.1.5. Capacidad de retención

La capacidad de un embalse para retener los materiales se denomina “trap efficiency” y se expresa en porcentaje (Avendaño *et al.*, 1994). Generalmente los embalses retienen del 70 al 100% de los sedimentos aportados por la cuenca.

Este parámetro se calcula a partir de relaciones empíricas. Para el Embalse de Plasencia se ha utilizado la ecuación 6 ya que es la que mejor se adapta a embalses de cabecera de la cuenca (Brown, 1943). Esta ecuación se basa en la relación entre la capacidad del embalse y la superficie de la cuenca de drenaje:

$$CR = 100 \left(1 - \frac{1}{1 + \frac{KC}{W}} \right) \quad (\text{Ecuación 6})$$

Donde: CR = capacidad de retención del embalse (%), W = área de drenaje de la cuenca (376 km²), C = capacidad del embalse (59 miles de m³), K = coeficiente que varía en función del régimen de explotación del embalse (Avendaño *et al.*, 1994); en el caso de estudio, el Embalse de Plasencia es de tipo 1, es decir, permanece siempre o casi siempre lleno, y por tanto el valor asignado a K es de 2,1.

2.2.1.6. Volumen de sedimentos retenidos en el embalse y años de vida útil.

Los sólidos transportados por la corriente del río quedan retenidos en las presas construidas en el lecho, disminuyendo la capacidad de almacenamiento del embalse. Cuando dicha reducción de volumen alcanza un 80% se produce la colmatación del embalse, terminando su vida útil (Flores, 2004).

En primer lugar, se calcula la tasa de transporte de sedimento -Gs- en función de la tasa media de transporte de sedimentos y el área de la cuenca.

El siguiente paso es calcular la tasa de sedimento anual retenido (ec. 7) por el embalse.

$$G's = \frac{CR}{100} \cdot G_s \quad (\text{Ecuación 7})$$

Donde: G's es la tasa de sedimento anual retenido, CR es la capacidad de retención del embalse (%) y Gs es la tasa de transporte de sedimento.

Por último, para determinar los años de vida útil (ec. 8), considerando que la presa finaliza su vida útil cuando más del 80% de su capacidad ha sido colmatada se aplica la siguiente ecuación:

$$\text{Nº años vida útil} = \frac{80\% \text{ del Volumen del embalse}}{\text{Volumen de carga de transporte de sedimento anual retenido}}$$

(Ecuación 8)

2.2.2. Metodología de la probabilidad de Ignición del Valle del Jerte.

Para conseguir la cartografía de probabilidad de ignición y clasificar las zonas más propensas de ser incendiadas y que posteriormente serán fuente de producción de sedimentos, se necesita como base la cartografía de modelos de combustibles. En primer lugar, con las imágenes espectrales obtenidas del satélite Sentinel 2, se realiza una clasificación supervisada, lo que permite obtener la cartografía de vegetación actual. Complementando esta cartografía de vegetación con los datos LiDAR se obtienen las características de las masas arbóreas. Finalmente, con los datos climáticos junto con el MDT se calcula la humedad del combustible fino para obtener la probabilidad de ignición (Fig. 40).

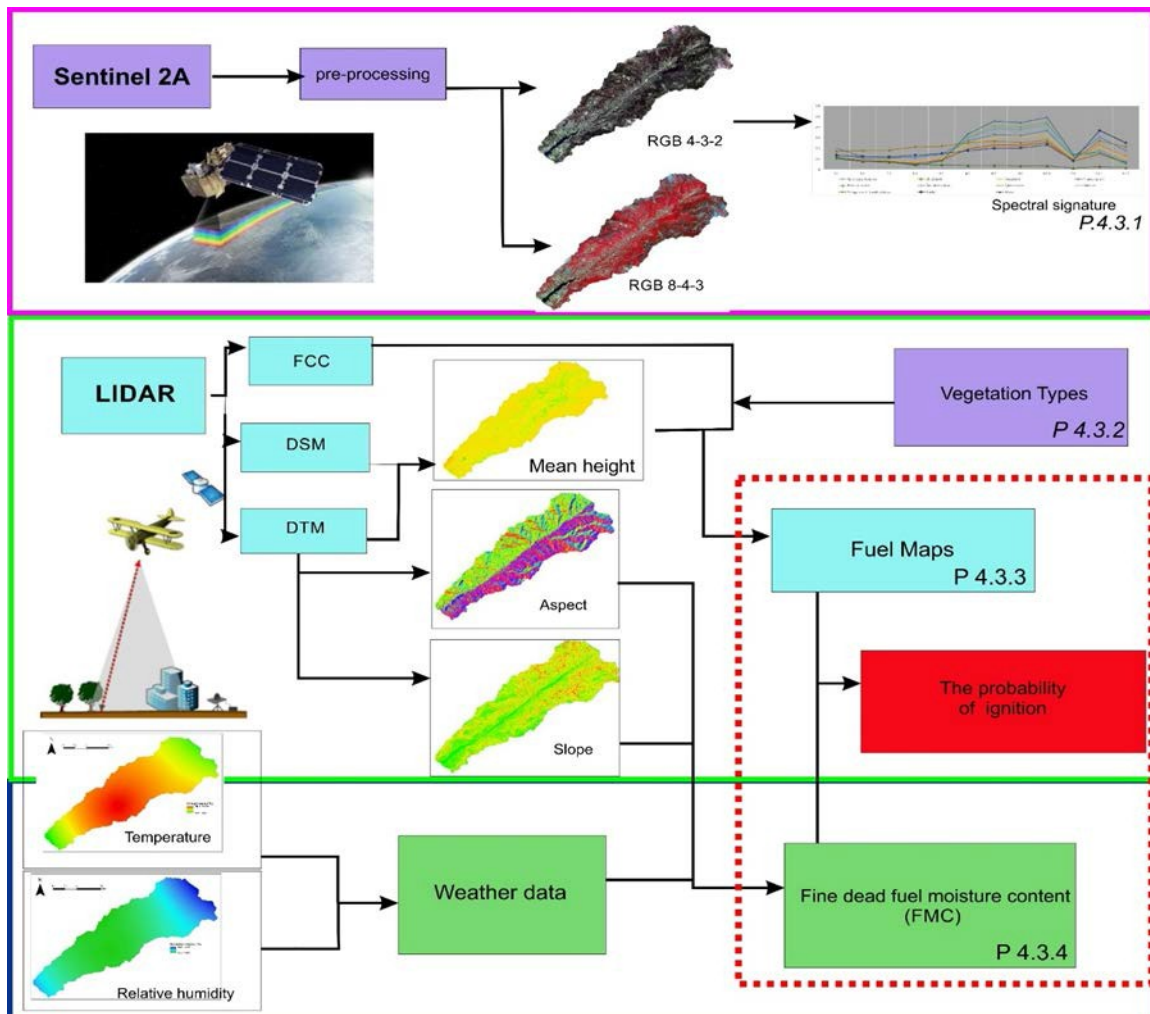


Figura 40. Esquema de trabajo de la probabilidad de ignición (Sánchez Sánchez et al., 2018).

2.2.2.1. Cartografía de Vegetación

A las imágenes obtenidas del satélite Sentinel 2 en fecha 16 de junio de 2016 se les realizó un preprocesamiento (Gascon *et al.*, 2017), con objeto de mejorar la calidad visual de la imagen y una calibración radiométrica y atmosférica (Hollstein *et al.*, 2016). Estos procesos se han llevado a cabo con QGIS 2.18.4 y el plugin “Semi-Automatic Classification”.

Una vez realizado el preprocesado, se realiza la composición de Bandas 432 o color natural. Esta imagen sirve de base cartográfica para la demarcación en campo de las áreas de entrenamiento (Fig. 41) (Spits *et al.*, 2017) mediante GPS, permitiendo obtener las firmas espectrales.

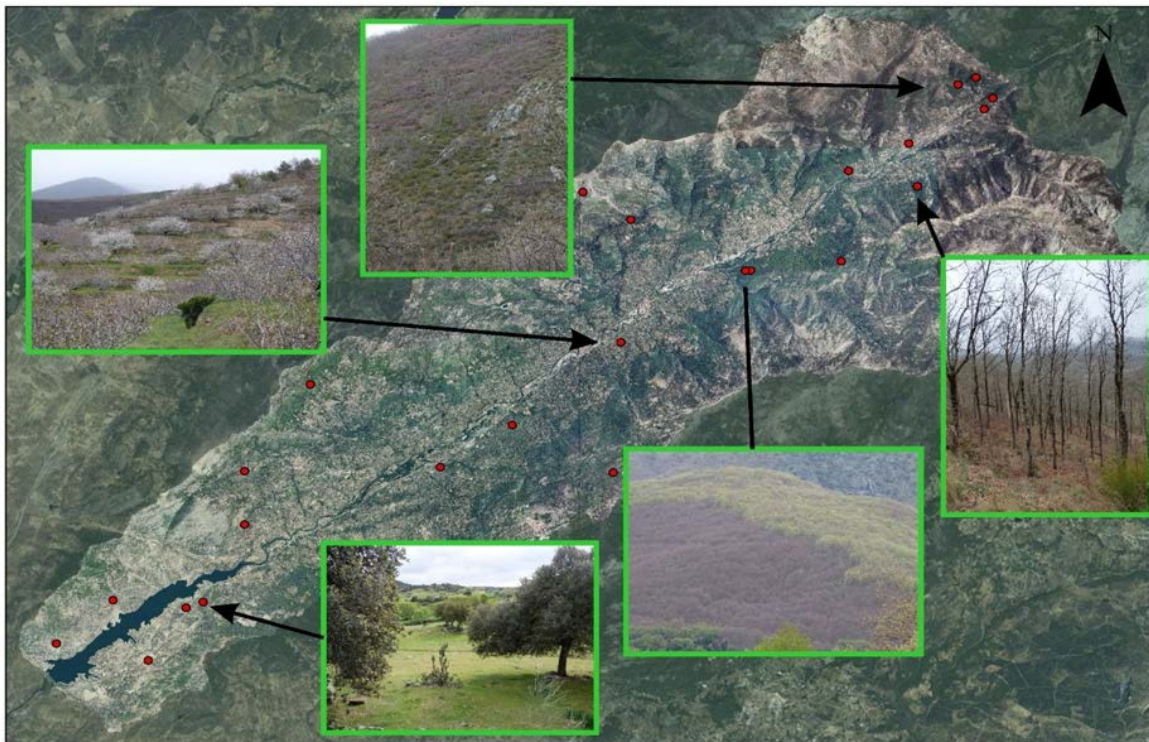


Figura 41. Situación de las áreas de entrenamiento.

Antes de realizar una clasificación supervisada de una imagen satelital, conviene estudiar la separabilidad real de las categorías seleccionadas, con la finalidad de que pueda clasificarse sin riesgo de confusión. Por este motivo, se han realizado las firmas espectrales de las distintas cubiertas de la superficie terrestres y para así ver la reflectividad de cada una de ellas. Este proceso resulta muy útil para proporcionar una primera valoración de las tendencias espectrales de cada categoría. Además, identifica aquellas bandas espectrales

en las que se manifiesta un comportamiento peculiar respecto a las clases vecinas.

Se puede comprobar que en la banda 8 (Fig. 42), se aprecian mejor los cambios en los valores de reflectancia de las diferentes coberturas terrestres. Dada su resolución de 10 metros se ha elegido esta banda para la combinación donde se realizará la delimitación de las áreas de entrenamiento para la clasificación de la vegetación, ya que para diferenciar la vegetación la mejor combinación es la formada por una banda infrarroja (B8) y dos bandas de espectro visible (B4 y B3). Una vez delimitadas las áreas de entrenamiento con la mayor exactitud posible se realizará una clasificación supervisada con una composición de todas las bandas obtenidas por el satélite por el método de máxima verosimilitud.

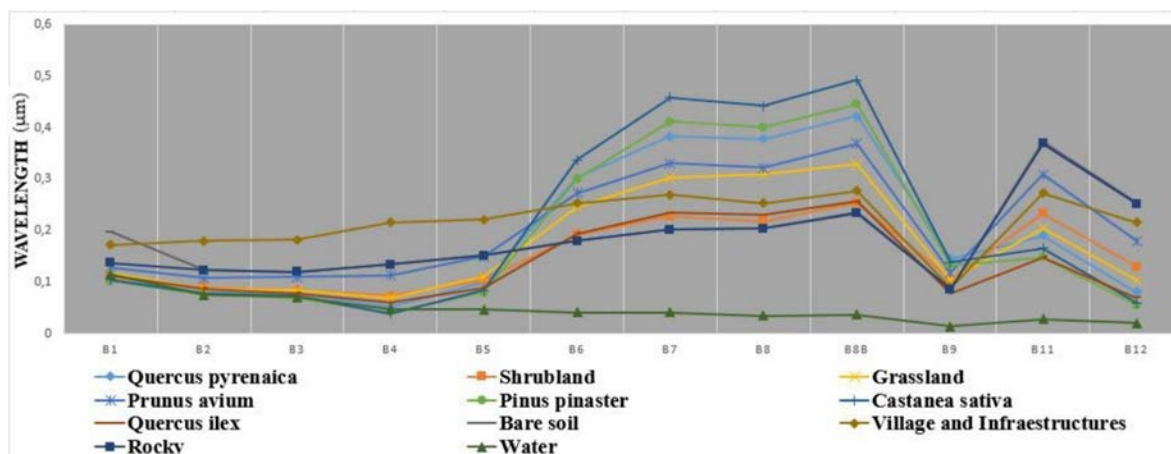


Figura 42. Firmas espectrales de las distintas tipologías de vegetación y usos del suelo, en relación longitud de onda (μm) por Bandas de satélite Sentinel 2 (Sánchez Sánchez *et al.*, 2018).

2.2.2.2. Caracterización masas arbóreas

Para poder diferenciar las masas arbóreas con una precisión mayor, se crearon 4 cartografías en formato raster, mediante los datos LiDAR de la zona de estudio y con un tamaño de píxel de 2 m, con la información de los parámetros: altura media de la vegetación -Hm-, Fracción de Cobida Cubierta global -FCCg-, Fracción de Cobida Cubierta de copas -FCCc- y Fracción de Cobida Cubierta de sotobosque -FCCs-.

Primero se calculó la altura de la vegetación y para ello se elaboraron 2 raster (García *et al.*, 2011): el MDT (Fig. 43A), mediante los retornos procedentes

de la clase suelo; y el Modelo Digital de Superficies -MDS- (Fig. 43B) utilizando solo los primeros retornos. A ambos modelos se les realiza un relleno para evitar posibles pixeles sin dato. Restando mediante algebra de mapas, a través de ArcGIS 10.5 se obtiene la altura de la vegetación (Fig. 43C).

Posteriormente, se calcularon los tres tipos de fracción de cabida cubierta -FCC- (Marino *et al.*, 2016). Se comenzó creando una base de datos de todos los retornos de la clase suelo, y otra para cada una de las tres clases de FCC dependiendo el tipo de retorno necesario (Tabla 7). Primero se suma la superficie ocupada por suelo y vegetación para obtener la superficie total, y después se relaciona con la superficie ocupada por la vegetación representante de cada tipo de FCC y finalmente se obtiene el raster de cada una de las FCC

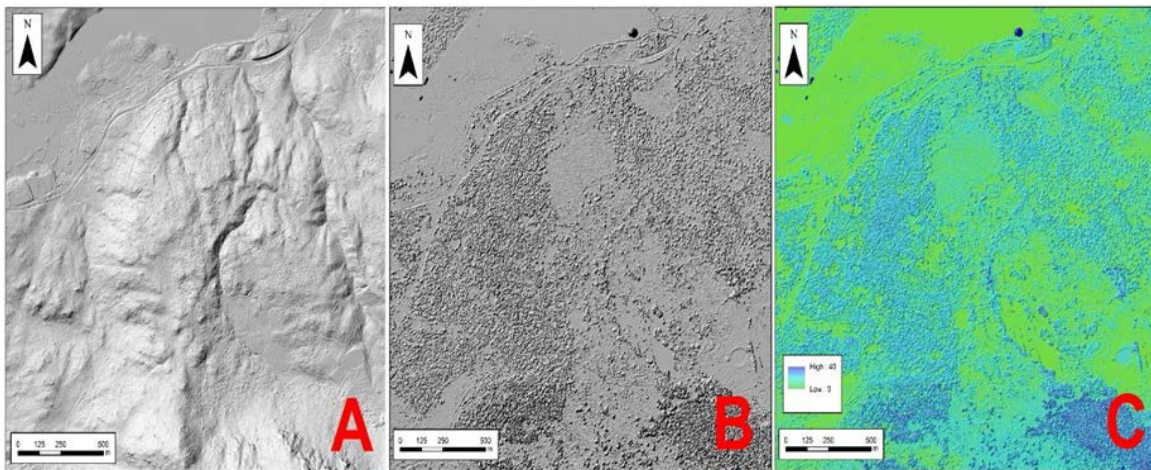


Figura 43. A; Modelo Digital del terreno (MDT) B; Modelo digital de superficies (MDS). C; altura de la vegetación.

F_{CCg}	Cabida Cubierta	$\frac{S_{\text{todos los retornos de la vegetación}}}{S_{\text{total}}}$
F_{CCc}	Cabida Cubierta de Copas	$\frac{S_{\text{Todos los retornos de la media y alta vegetación}}}{S_{\text{total}}}$
F_{CCs}	Cabida cubierta de Sotobosque	$\frac{S_{\text{primeros retornos de la alta vegetación}}}{S_{\text{total}}}$

Tabla 7: Cálculos de los tipos FCC

Automatizando el proceso a partir de la creación de una herramienta con Model Builder de ArcGIS se realizará con mayor rapidez el tratamiento de los datos LiDAR en diferentes zonas diferentes al área de estudio. Esto facilitará la creación de la cartografía ya que no será necesario un conocimiento exhaustivo del procesado de los datos LiDAR solo conocimientos básicos de SIG (Fig. 44).

Tipo	MODELO	Descripción corta
Pastizales	1	Pasto fino y seco, con posibilidad de aparición de plantas herbáceas que cubren una superficie menor a 1/3. Carga de combustible de 1 a 2 Tm/ha
	2	Pasto fino y seco, con presencia de matorral y arbolado claro que cubren una superficie de 1/3 a 2/3. Carga de combustible de 5 a 10 Tm/ha.
	3	Pasto grueso, denso, seco y alto (>1m). Carga de combustible de 4 a 6 Tm/ha
Matorral	4	Matorral muy denso o repoblado joven sin actuaciones. Carga de combustible de 25 a 35 Tm/ha.
	5	Matorral muy denso y verde de menos de 0,6m de altura. Carga de combustible de 5 a 8 Tm/ha
	6	Matorrales más viejos que el modelo 5 con alturas entre 0,6 y 1,2m. Carga de combustible de 10 a 15 Tm/ha
	7	Especies inflamables (brezales, jarales...) como sotobosques de coníferas o frondosas. Carga de combustible de 10 a 15 Tm/ha.
Hojarasca bajo arbolado	8	Bosque denso de coníferas y frondosas con hojarasca compacta. Carga de combustible de 10 a 12 Tm/ha.
	9	Bosques con hojarasca menos compacta, coníferas de acícula larga y frondosas de hoja grande. Carga de combustible de 7 a 9 Tm/ha.
	10	Bosque denso con leñas muertas o bosques infectados. Carga de combustible de 30 a 35 Tm/ha.
Restos de corta y otras operaciones silvícolas	11	Bosque claro y fuertemente aclarado. Carga de combustible de 25 a 30 Tm/ha
	12	Predominio de restos sobre el arbolado. Carga de combustible de 50 a 80 Tm/ha.
	13	Acumulaciones de restos gruesos y pesados cubriendo el suelo. Carga de combustibles de 100 a 150 Tm/ha.

Tabla 8: Modelos de combustibles

2.2.2.4. Cartografía de probabilidad de ignición

La probabilidad de ignición es la posibilidad de que se inicie un incendio cuando una ignición caiga sobre combustibles receptivos. Es un índice de peligro diseñado por el ICONA usado desde 1987. En este índice no se tiene en cuenta el estado de la vegetación viva, sino que se estima el contenido de humedad de

los combustibles ligeros y muertos, situados sobre la superficie del bosque a partir de la temperatura del aire, humedad relativa, exposición, topografía.

2.2.2.5. Creación de mapas de tendencia a partir de datos meteorológicos

A partir de los datos obtenidos de las estaciones meteorológicas (Tabla 10) situadas en las proximidades de la zona de estudio, se crean los mapas de temperaturas medias y humedad relativa media. Para ello se utiliza la herramienta geoestadística de interpolación "inverso de la distancia" (IDW) generando la cartografía correspondiente.

FCC < 1/3		M1	
FCC 1/3 - 2/3		M2	
FCC > 2/3	pastizal	M3	
	matorral	>2m	M4
		<0.6m	M5
		> 0.6 (0.6-1.2)	M6
		FCC copas > 0.3 FCC sotobosque > 0.3 0.6-2m copas o matorral inflamable*	M7
		<i>P. sylvestris</i>	M8
	Bosque y sotobosque	M9	
	FCC copas > 0.3 FCC sotobosque < 0.3 <i>Castanea sativa</i> , <i>Quercus sp</i> ; <i>P. pinaster</i>		

Tabla 9: Árbol de decisiones para la clasificación de los modelos de combustibles

Estaciones	Temperatura media (°C)	Humedad media (%)	Coordenada X (m)	Coordenada Y (m)
Losar del Barco	20.1	52.9	285381	4472220
Valdeastillas	24.5	39.8	255607	4447376
Gargantilla	24.0	38.9	249777	4458446
Jarandilla de la Vera	24.0	41.8	274426	4442377
Aldehuela del Jerte	19.1	48.1	736412	4433680

Tabla 10: Datos de las estaciones climáticas

Para el cálculo de la humedad del combustible fino muerto -HCFM- (Fig. 45), a partir de la humedad relativa y la temperatura, se usan las tablas de referencia de humedad de la vegetación. La humedad del combustible fino muerto ha de corregirse en función de las características topográficas: pendiente y exposición. Para ello, con el MDT se calculan los mapas de pendientes y

orientaciones y se realizan las correcciones pertinentes con las tablas de Rothermel (Pettinari and Chuvieco, 2015). A los modelos de combustible 8 y 9 que representan áreas arboladas con elevada fracción de cabida cubierta se les asigna valor 1, para corregir la humedad del combustible fino muerto debido al sombreado que proporciona la vegetación arbórea. Al resto se le asigna valor 0. Para calcular la probabilidad de ignición se utilizan las tablas de Rothermel y la cartografía de modelos de combustible (ec. 9).

$$\text{HCFM} = \text{Humedad de combustible de referencia} + \text{correcciones de pendiente/orientación} + \text{correcciones de sombreado} \quad (\text{Ecuación 9})$$

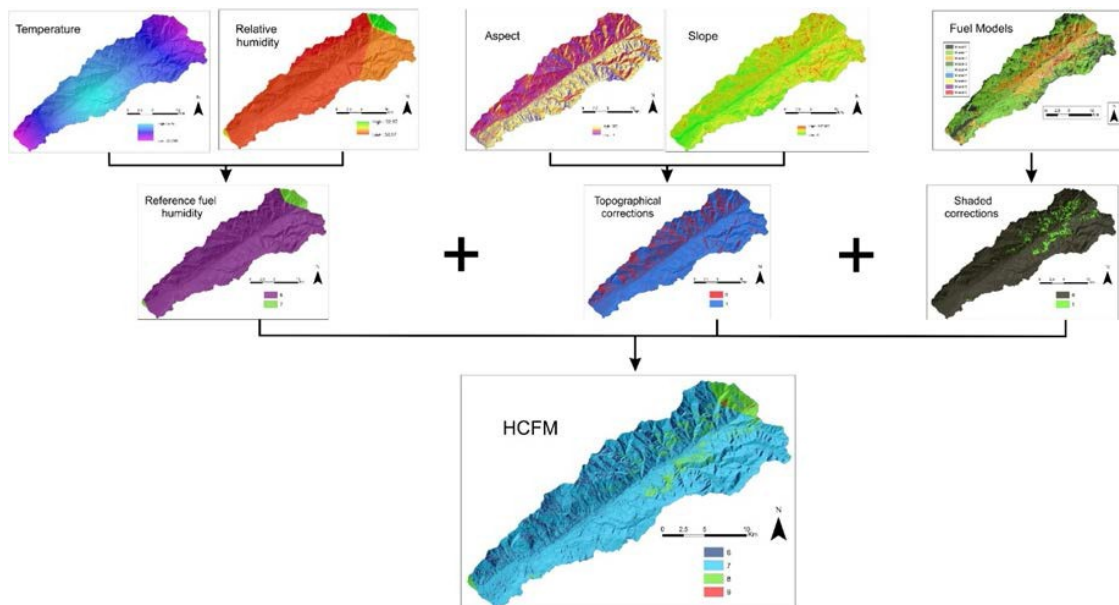


Figura 45. Proceso cálculo de la Humedad del Combustible Fino Muerto -HCFM-.

2.2.2.6. Validación

La cartografía de vegetación fue validada en campo, con el objetivo de calcular la fiabilidad de la misma después de realizar la clasificación supervisada y comprobar que los datos obtenidos a partir del LiDAR eran correctos y proceder a corregir posibles anomalías.

Se verificó la vegetación a partir de 50 puntos distribuidos por toda el área de estudio de manera aleatoria, con una extensión mínima de 12 píxeles adyacentes y pertenecientes a la misma clase de vegetación. El 70% de estas áreas se usaron como áreas de entrenamiento para la realización de la

cartografía mientras que el 30% restante se usaron posteriormente como test para comprobar la exactitud de dicha cartografía. Para calcular la precisión de la cartografía de vegetación se realizó una matriz de confusión, que es una matriz cuadrada que incluye tantas filas como tipo de vegetación hemos asignado y tantas columnas como tipo de vegetación a analizar sobre el terreno. A partir del porcentaje de puntos que corresponde al tipo de vegetación asignado en relación al número de puntos total se obtuvo la probabilidad de acierto de la cartografía de vegetación. También se calculó el coeficiente Kappa que ajusta el efecto del azar por cruce de clases.

La cartografía de probabilidad de ignición se validó comparándola con la base de datos histórica de los incendios forestales correspondiente al periodo de datos climáticos usados en el modelo.

2.2.3. Metodología de la afección de los incendios forestales en la erosión.

La metodología seguida se puede observar en la Figura 46 y se explicará paso a paso a continuación:

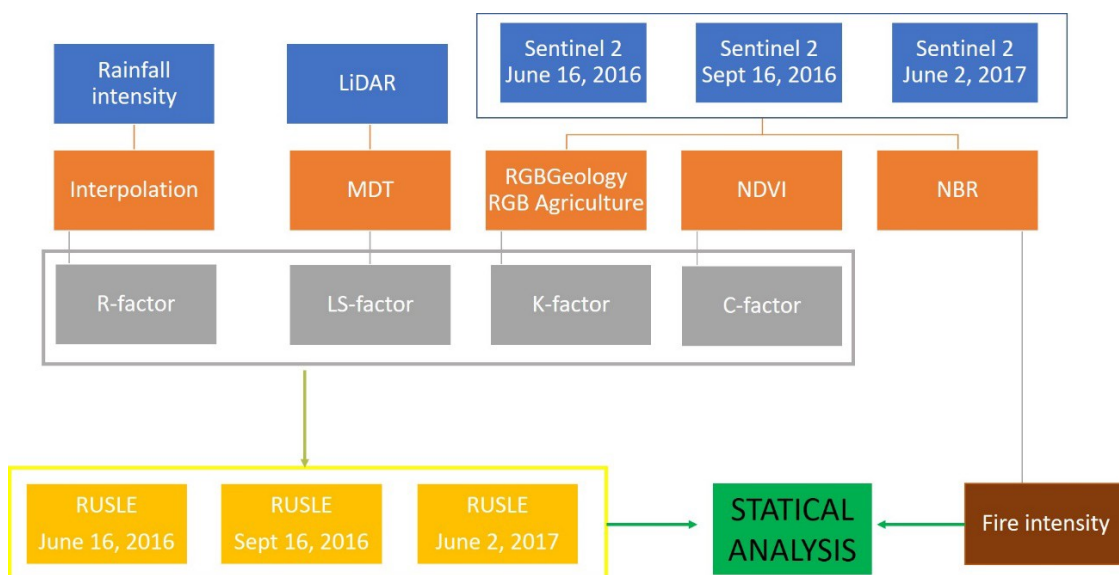


Figura 46. Metodología de trabajo seguida para el cálculo de la afección de los incendios forestales a la erosión.

2.2.3.1. Índice de Calcinación Normalizada (NBR)

Este índice permite delimitar el perímetro del incendio forestal (Karmaker *et al.*, 1994) y además delimitar las áreas del incendio en función de la severidad del mismo con gran precisión (Fernández-Manso *et al.*, 2016). La severidad del fuego es un factor crítico por su relación directa con la biomasa consumida, por lo que está ligada a la recuperación vegetal e hidrogeomorfológica post-incendio (Montorio Llovería *et al.*, 2014). Este índice integra las dos bandas que mejor muestran la combustión B8 (NIR-842nm) y B12 (SWIR 2190nm) (ec.10).

$$NBR = (NIR - SWIR)/(NIR + SWIR) \quad (\text{Ecuación 10})$$

La ec. 10 proporciona el NBR de una fecha concreta. Para poder apreciar el cambio derivado de los incendios forestales, se necesita conocer la diferencia de dicho índice antes y después del incendio para ello se calcula la diferencia de NBR (dNBR) (ec 11):

$$dNBR = NBR_{\text{prefire}} - NBR_{\text{postfire}} \quad (\text{Ecuación 11})$$

Una vez obtenido el dNBR, el área de estudio se clasifica en distintas zonas dependiendo de la severidad del incendio en cada área del mismo (Pérez-Cabello *et al.*, 2006). Para ello reclasificaremos el raster de salida en 4 clases: Severidad alta (dNBR > 680), severidad moderada (dNBR > 275) severidad baja (dNBR > 90) y no incendiado (dNBR < 90) (Epting *et al.*, 2005).

2.4 RUSLE

En este trabajo se utilizó la Revised Universal Soil Loss Equation -RUSLE-, para cuantificar la tasa de erosión de la Garganta de los Infiernos antes del incendio, justo después del incendio y un año después del incendio. Esta ecuación fue la más adecuada para este cálculo ya que es la que tiene una mayor aplicación al ser un modelo paramétrico y totalmente empírico. Se trata de una fórmula totalmente empírica (ec. 1) que pretende interpretar los mecanismos erosivos por sus causas y efectos.

El Factor Lluvia, factor R, se calculó para un evento de lluvia torrencial específico para obtener la capacidad máxima de erosión de sedimentos. Se calcula como el resultante de multiplicar la energía cinética de la lluvia por la

intensidad máxima durante 30 minutos de la precipitación (Wischmeier and Smith, 1978)(Ec. 12):

$$R = E \cdot I_{30} \quad (\text{Ecuación 12})$$

Donde R es la erosividad de la lluvia (MJ·mm/ha·h·año), E es la energía de la tormenta (Mj/ha·año), I_{30} La máxima intensidad de lluvia en 30 minutos (mm/hora).

Estos datos se han obtenido a partir de la intensidad de lluvia registrada cada 30 minutos de las estaciones de Aldehuela del Jerte (CC04) y Valdeastillas (CC17) y se ha realizado una interpolación para calcular el valor de R en el pico con mayor altitud de la zona de estudio (Tabla 11), para el mes de junio de 2016, el mes de septiembre de 2016 y el mes de junio de 2017.

Estación	X	Y	Z	R mayo 2016	R Sept 2016	R_mayo 2017
Valdeastillas (CC17)	255607	4447376	495	208,05	33,33	101
Aldehuela del Jerte (CC04)	224144,1781	4434510,37	262	76,076	46,11	23
Montaña	277054,3958	4454006,489	2300	842,8	0	669,52

Tabla 11: Ubicación de las estaciones meteorológicas y datos del factor R (Información elaborada a partir de la información obtenida de la AEMET, Agencia Estatal de Meteorología.)

Para calcular el factor de erosionabilidad del suelo se realiza una clasificación no supervisada con la composición de bandas “RGBGeología” y “RGBAgricultura” para separar la ocupación del terreno por roquedo, suelo desnudo, y vegetación. A la zona de roquedo se le ha atribuido el valor 0.134 (valor medio medido de R para rocas plutónicas). Para el resto se ha extrapolado el valor de R de las parcelas de experimentación. Que son parcelas que representan la pérdida de suelo cuantificada por unidad de erosividad en una parcela estándar de 22.6 m de largo con una pendiente del 9%. Los datos se han obtenido de las parcelas de experimentación del inventario nacional de suelo de Cáceres (Ministerio de Medio Ambiente, 2005).

EL factor topográfico LS se ha calculado a partir del MDT-LiDAR con una resolución de 5m, a partir del MDT se calculó la pendiente y la dirección de flujo para posteriormente calcular la acumulación de flujo y finalmente el factor LS (ec. 13)(Samanta *et al.*, 2016):

$$LS=(\text{acum flujo}\cdot\text{pixel}/22.13)^n\cdot(\sin ([\text{pend}]\cdot 0.01745))/(0.0896)m^{1.4}$$

(Ecuación 13)

Para este estudio el factor C fue calculado a partir de lo NDVI este índice es efectivo para cuantificar la vegetación verde. Realiza una normalización de la dispersión de las hojas verdes en la longitud de la onda infrarroja cercana y la absorción de la clorofila en la longitud de onda roja (Tucker, 1979). Se ha usado para ver las fluctuaciones de vegetación en las distintas épocas del año y la diferencia de vegetación pre and post incendio (Verhegghen *et al.*, 2016) aplicando la formula (ec. 14) (Van der Knijff *et al.*, 2000):

$$C_{\text{factor}}= \exp\left[-\alpha \frac{\text{NDVI}}{\beta-\text{NDVI}}\right]$$

(Ecuación 14)

Donde α y β son parámetros que se determinan a partir de la curva del NDVI. Se obtienen resultados razonables utilizando los valores de $\alpha= 2$ y $\beta=1$.

Las prácticas de conservación son medidas para disminuir la escorrentía por lo que generalmente se realizan en zonas de cultivos. En el área de estudio no hay zonas de cultivo por lo que se desestiman las prácticas de conservación.

2.2.4. Metodología para el análisis multitemporal de los cambios en los usos del suelo y su afección en el paisaje del Valle del Jerte.

La metodología seguida (Fig. 47) para la cartografía del paisaje ha sido la descrita por (Martínez-Graña *et al.*, 2017), utilizando una clasificación supervisada de imágenes Landsat como cartografía de vegetación para los años 1994, 2000, 2010, 2020.

Con el software ArcGIS 10.8 se realizaron las cartografías de unidades homogéneas, a partir de la unión entre las cartografías de litología y dominios geomorfológicos. Una vez realizada la unión de estas cartografías se obtuvieron 29 unidades homogéneas. Para simplificar estas cartografías se realizó un filtrado de todas las unidades inferiores a 2 hectáreas, ya que no eran representativas. Las unidades con similar comportamiento frente al desarrollo del paisaje como son las unidades de laderas y laderas coluvionadas de cuarzo, laderas y laderas coluvionadas de rocas básicas y las laderas y laderas

coluionadas de esquistos, se unificaron. Finalmente se realizó una cartografía con las 18 unidades homogéneas, más representativas del área de estudio.

Las imágenes Landsat utilizadas se tomaron entre los meses de abril, mayo o junio de los años 1994, 2000, 2010 y 2020. A cada imagen se le realizó un preprocesamiento de calibración radiométrica, correcciones atmosféricas y correcciones topográficas. Una vez obtenidas las imágenes, se seleccionaron las áreas de entrenamiento, previo reconocimiento en campo y con ayuda de las ortofotos de los años anteriores. Se realizaron clasificaciones supervisadas de cada imagen para obtener la cobertura del suelo. Se decidió realizar la cartografía de vegetación en base a la clasificación supervisada ya que se disponían de las ortofotos de alta resolución de cada periodo de tiempo por lo que se pudieron delimitar con gran precisión las áreas de entrenamiento y así obtener una cartografía con alta exactitud. Estas clasificaciones obtuvieron un índice kappa mayor a 0,75 (Tabla 12), por lo que la cartografía se aceptó para el estudio posterior (Anderson *et al.*, 1976; Olaya Ferrero, 2020).

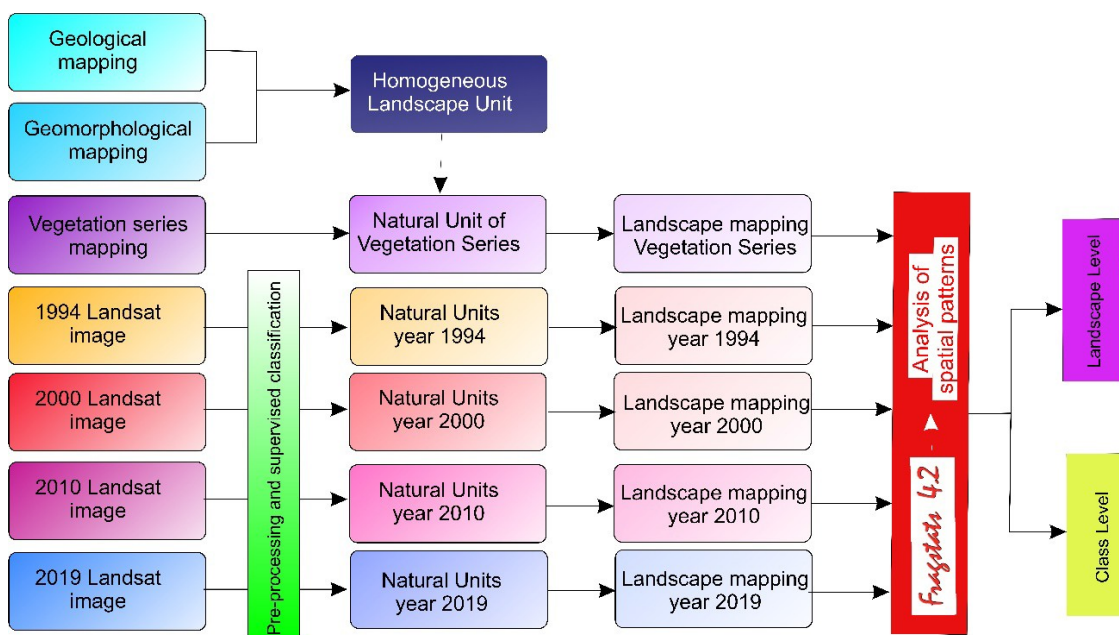


Figura 47. Metodología de trabajo del análisis del paisaje multitemporal.

Los usos del suelo fueron clasificados en 10 clases principales (Agua, Bosques, Cultivos de cerezos, desarbolado, matorral, Nieve, Roquedo, urbano, área quemada, nubes) para realizar una homogeneidad de los datos y poder analizar sus parámetros en el conjunto del paisaje.

Año	Parámetros de imágenes	Indice Kappa	Precisión general
1994	LT05_L1TP_202032_19940314_20180217_01_T1	0,92	0,93
2010	LT05_L1TP_202032_20100310_20161016_01_T1	0,76	0,80
2000	LT05_L1TP_202032_20000314_20180312_01_T1	0,88	0,91
2019	LC08_L1TP_202032_20190303_20190309_01_T1	0,86	0,88

Tabla 12: Índice Kappa y precisión general para la clasificación supervisada.

La cartografía de series de vegetación utilizada se ha obtenido del Mapa de Series de Vegetación desarrollado por Rivas Martínez en 1981 y revisado en 1987 (Rivas-Martínez and Armaiz, 1984). En el área de estudio se encuentran 5 series de vegetación de las 37 existentes en España. Las series de vegetación presentes en el área de estudio se han reclasificado (Tabla 13) en la denominación de las clases de vegetación utilizada en el presente trabajo y así poder hacer una comparación de la vegetación potencial y vegetación real.

Serie de vegetación	Unidad de Vegetación
Serie bejarano- gradense silicícola de <i>Festuca indigesta</i>	Pastizal
Serie bejarano-gredense occidental y salmantina silicícola de <i>Cytisus purgans</i>	Matorral
Serie carpetano-ibérico-alcarrena subhúmeda silicícola de <i>Q. pirenaica</i>	Bosque
Serie luso-extremadurensis húmeda de <i>Q. pyrenaica</i>	Bosque
Serie luso- extremadurensis silicícola de <i>Q. rotundifolia</i>	Bosque
Geoserie riparia mediterráneo	Bosque

Tabla 13: Reclasificación de la serie de vegetación a la leyenda de la cartografía de vegetación utilizada en el estudio.

Posteriormente se realizaron las uniones correspondientes de las cartografías de unidades homogéneas con las distintas cartografías de vegetación obtenidas a partir del Mapa de series de vegetación y de las clasificaciones supervisadas dando lugar a las cartografías de unidades naturales.

En las cartografías de unidades naturales se obtuvieron 53 unidades que se simplificaron de la siguiente manera:


1. Se eliminaron las unidades muy pequeñas, inferiores a 2 hectáreas.
2. Se unificaron las unidades colindantes y similares a las vecinas de mayor representatividad, siempre que la extensión de las diferentes unidades no fuera significativa.
3. Con el estudio de campo se comprobó que las unidades del paisaje simplificadas no tenían representatividad en el paisaje a estudiar.

4. Finalmente resultaron 8 unidades del paisaje (Tabla 14).

Unidad del paisaje	Características de la unidad
Unidad 8	Paisaje urbano
Unidad 7	Glacis y laderas en granitoides de formaciones abiertas
Unidad 6	Cumbres y laderas en granitoides de afloramiento rocosos y suelo desnudo
Unidad 5	Superficies poligénicas en granitoides de matorral
Unidad 4	Cumbres y valles encajados en granitoides de pastizales
Unidad 3	Laderas y laderas coluvionadas en granitoides de cultivos arbóreos
Unidad 2	Laderas y laderas coluvionadas en granitoides de formaciones arboreás
Unidad 1	Agua

Tabla 14: Unidades del paisaje

Finalmente, con los datos recopilados y con el software Fragstat v4.2.1 (McGarigal *et al.*, 2012) se han realizado los análisis de los patrones espaciales y ecológicos del Valle del Jerte. Estos análisis se han realizado con ayuda de los índices (Tabla 15) que describen las diferentes clases o parches de las unidades, o permiten una descripción del paisaje en su conjunto.

Índice	Observaciones	
Total Área (TA)	Área total del estudio (ha).	
Número de Parches (NP)	Número de parches correspondientes a cada tipo	
Área media de parche (ÁREA_MN)	Media de área de los parches (ha)	
Índice	Ecuación	Observaciones
Radius of Gyration (GYRATE)	 $hijr = \text{distancia (m) entre la celda } ij \text{ y el centroide del parche } ij, \text{ basada en la distancia entre el centro de la celda ; } z = \text{número de celdas en el parche } ij.$	Es igual a la distancia en m, entre cada píxel del fragmento y su correspondiente centroide.
Densidad de Parches (PD)	$PD = \frac{NNHH}{AA} * (10.000) * (100)$ ni = número de parches en el paisaje del tipo de parche	Numero de fragmentos de esa categoría por la superficie total del área.
Índice de interdispersión y yuxtaposición (IJI)	$IJI = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m \frac{E_{ik}}{E_i E_k}}{\ln(0.5[mm(m-1)])} (100)$ eik = longitud total (m) del borde en el paisaje entre los tipos de parches i y k ; E = longitud total (m) del borde en el paisaje, excluyendo el fondo; m = número de tipos de parches presentes en el paisaje, incluyendo el borde del paisaje, si está presente.	Es la interdispersión observada sobre la dispersión máxima probable según el número de categorías.
Índice de diversidad de Shannon (SHDI)	$P_i = \frac{HH=1}{m}$ Pi =proporción del paisaje ocupada por el tipo de parche (clase) i.	Abundancia relativa de los diferentes tipos de coberturas en el paisaje.
Índice de igualdad de Shannon (SHEI)	$SHEI = \frac{\sum_{i=1}^m P_i^2}{\ln m}$ Pi = proporción del paisaje ocupada por el tipo de parche I; m = número de tipos de parches presentes en	Es el índice de diversidad de Shannon dividido entre el máximo índice de

	el paisaje, excluyendo el borde del paisaje si está presente.	diversidad esperado para las clases.
Índice de diversidad de Simpson (SIDI)	$P_i = \frac{p_i^2}{\sum p_i^2}$ <p>Pi = proporción del paisaje ocupada por el tipo de parche (clase) i.</p>	Probabilidad de que dos parches pertenezcan a la misma clase.
Índice de cohesión de parches (COHESION)	$COHESION = \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m p_{ij}^*}{\sum_{i=1}^m p_i^*} \right] * \left[1 - \frac{1}{\sqrt{Z}} \right] * (100)$ <p>p_{ij}* = perímetro del parche ij en términos de número de superficies celulares; a_{ij}* = área del parche ij en términos de número de celdas. Z = número total de células en el paisaje.</p>	Mide la conectividad física de la categoría analizada.
Índice de forma del paisaje (LSI)	$LSI = \frac{2.5 E^*}{\sqrt{A}}$ <p>E* = longitud total (m) del borde en el paisaje; incluye todo el límite del paisaje y algunos o todos los segmentos del borde de fondo; A = superficie total del paisaje (m²).</p>	Proporciona una medida estandarizada de borde total o densidad de borde que se ajusta al tamaño del paisaje.
Índice de contagio (CONTAG)	$CONTAG = \left[1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m p_i p_k \ln \left(\frac{g_{ik}}{p_i p_k} \right)}{2 \ln(m)} \right] * (100)$ <p>Pi = proporción del paisaje ocupada por el tipo de parche; g_{ik} = número de adyacencias entre los píxeles de los tipos de parche i y k según el método de doble recuento; m = número de tipos de parche presentes en el paisaje, incluido el límite del paisaje si está presente.</p>	Mide el porcentaje de adyacencia entre clases, en relación con el máximo posible considerando la frecuencia de estas.
Índice de división del paisaje (DIVISION)	$DIVISION = \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m a_{ij}}{A} \right]^2$ <p>a_{ij} = superficie (m²) del parche ij. A = superficie total del paisaje (m²).</p>	Probabilidad de que dos zonas del paisaje no estén situadas en el mismo fragmento de hábitat
Índice de conexión (CONNECT)	$CONNECT = \left[\frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m c_{ijk}}{\sum_{i=1}^m n_i} \right] * (100)$ <p>c_{ijk} = unión entre el parche j y el k del mismo tipo de parche, basada en un umbral de distancia especificado por el usuario; n_i = número de parches en el paisaje de cada tipo de parche (i).</p>	Es el porcentaje de las teselas totales o de una clase conectadas en función de una distancia umbral.
Índice de proximidad (PROX)	$PROX = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m a_{ijs}}{h_{ijs}}$ <p>a_{ijs} = área (m²) del parche ijs dentro de la vecindad especificada (m) del parche ij; h_{ijs} = distancia (m) entre el parche ijs y el parche ijs, basada en la distancia de borde a borde del parche, calculada de centro a centro de la celda.</p>	Suma de las áreas de las teselas de la misma clase cuyos bordes están a un radio específico.
Fragmentación (F)	$F = \frac{TAA}{\sum_{i=1}^m \left(\frac{a_i}{p_i} \right)}$	Desagregación espacial de las manchas o tipos de hábitats de un área determinada.

Tabla 15: Índices Fragstat utilizados para el estudio del paisaje (Sanchez, 2020).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Resultados

El análisis, tratamiento y procesamiento de los datos tanto de muestras e información de campo como de imágenes de satélite han permitido obtener valiosos resultados. Se cumple el objetivo principal de desarrollar un método estandarizado con técnicas SIG y Teledetección aplicado a los riesgos de erosión hídrica y la cuantificación de los sedimentos transportados de manera continua y dinámica teniendo como variable principal la vegetación y su evolución.

En la primera parte se calculó la erosión potencial solo teniendo en cuenta los factores condicionantes naturales del Valle del Jerte. Los resultados muestran: un factor de erosión pluvial o factor R que varía entre 85,87 y 127,40 $\text{Mi}\cdot\text{mm}/\text{ha}\cdot\text{h}\cdot\text{año}$ (Fig. 48A), el factor de erodibilidad del suelo o factor K (Fig. 48B) varía ente 0,02 y 0,38 $(\text{T}\cdot\text{ha}\cdot\text{h}/\text{ha}\cdot\text{Mj}\cdot\text{mm})$, y el factor de longitud y declive de pendiente entre 0 y 13 (Fig. 48C). Aplicando la ecuación de la USLE sin tener en cuenta la vegetación y las prácticas de conservación, se calculó que la erosión potencial variaría desde la erosión nula hasta valores de 259 $\text{Tm}/\text{ha}\cdot\text{año}$ (Fig. 49A). Si el área de estudio estuviera sin protección vegetal, es decir con el suelo desnudo, la cuenca presentaría una erosión muy alta, con valores superiores a 60 $\text{Tm}/\text{ha}\cdot\text{año}$.

Sin embargo, el área de estudio tiene zonas con alta protección vegetal, intersectando el golpeteo de gotas de lluvia y la producción de escorrentía. En las zonas de bosques de uso forestal (pinares, robledales, etc.) el factor C tiene valores muy cercanos a 0 (0,003) una protección casi completa frente a la erosión hídrica. Sin embargo, en zonas de pastizal, matorral, esta protección se encuentra disminuida a valores de 0,3 (Fig. 48D). Las prácticas de conservación no se consideran, excluyendo la acción antrópica en la erosión, por lo que el valor asignado al factor P ha sido 1, haciéndose un valor nulo en la ecuación.

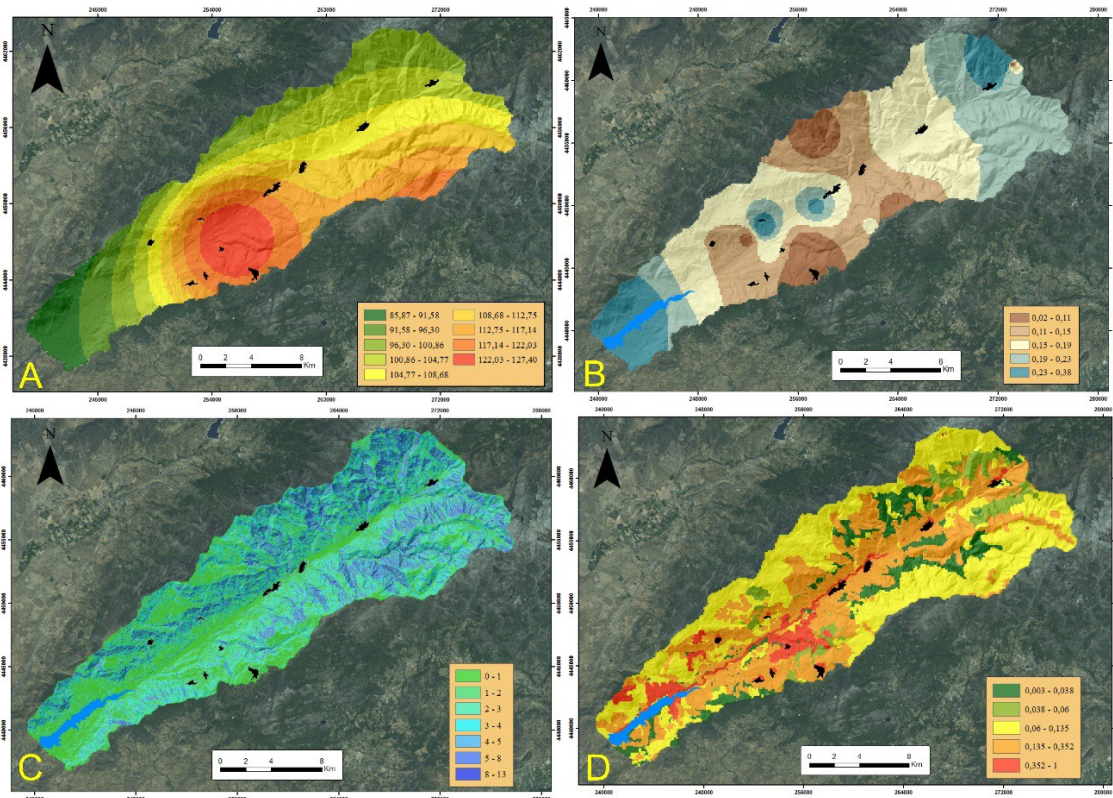


Figura 48. Cartografías de los factores de la USLE-RUSLE2 para la estimación de producción de sedimentos: A) erosividad de la lluvia B) Erodibilidad del suelo y sustrato rocoso C) Longitud y declive de pendientes D) Factor Vegetación.

En cuanto a la erosión potencial se le aplica el factor C o de la vegetación, la erosión real muestra una tasa de pérdida de suelo que varía entre 0 y 189 Tm/ha·año (Fig. 49B), presentando una erosión media de 7,07 Tm/ha·año o 0,47 mm anuales de suelo, predominando las zonas con erosión baja y muy baja. Pero todos los sedimentos erosionados no desaparecen si no que muchos se depositan en otras zonas de la cuenca, por lo que simplemente son sedimentos movilizados. La cantidad de sedimentos que finalmente son erosionados se obtiene a partir del Coeficiente de Entrega de Sedimentos -CES-, que tiene en cuenta tanto la pendiente media del río Jerte, como el cálculo del coeficiente de bifurcación (Tabla 16). Este coeficiente indica que solo el 13,76% de los sedimentos movilizados son erosionados, el 86,24% son sedimentados aguas abajo de su área fuente. Por lo que finalmente 0,91 Tm/ha·año de sedimentos, llegan al embalse Jerte – Plasencia.

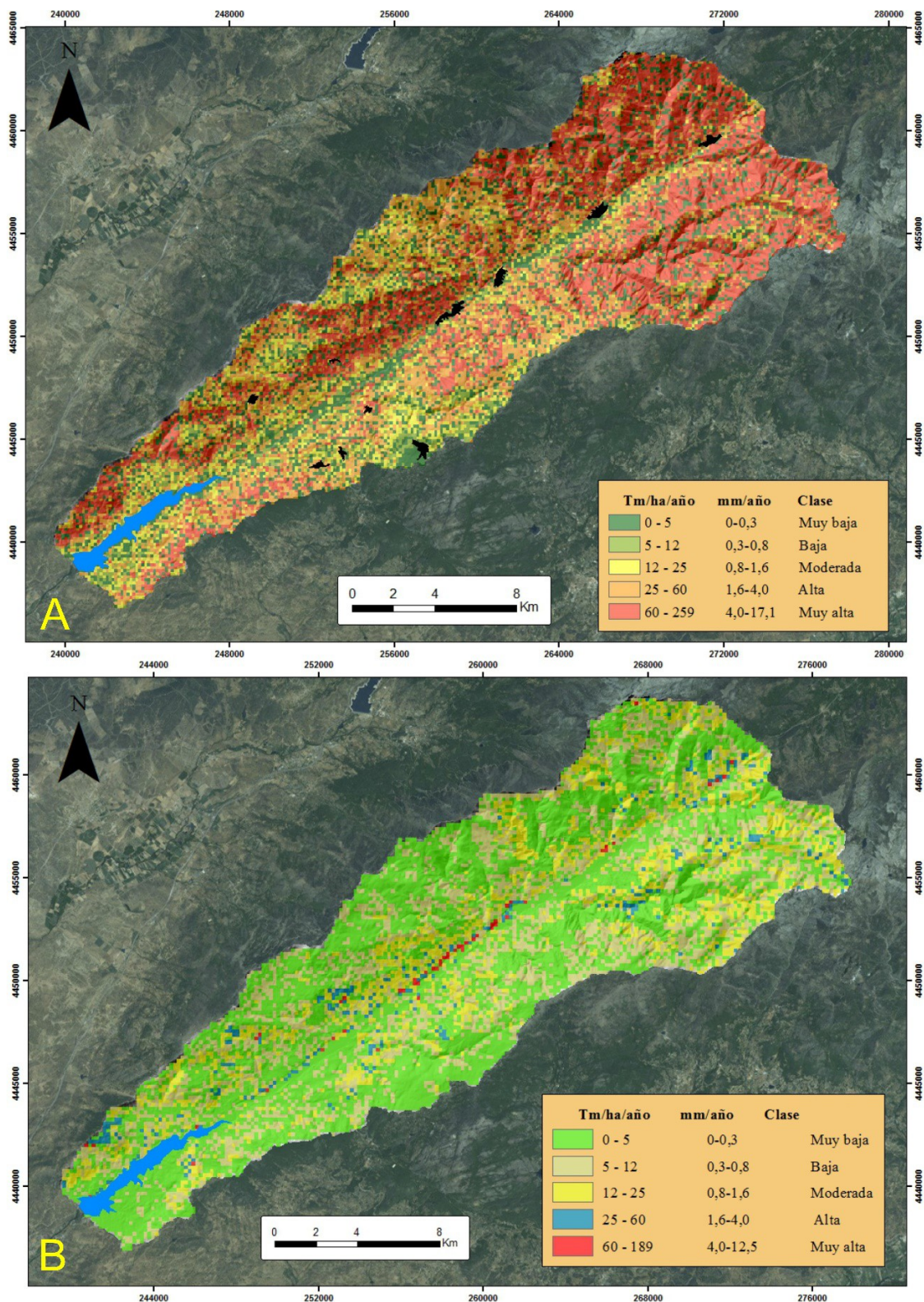


Figura 49. A) Cartografía de erosión potencial y B) Cartografía de erosión real o actual.

La cantidad total de sedimentos transportados es de 34.554 T/año, que según la densidad aparente del material movilizado (sedimento proveniente de granitos principalmente cuya densidad aparente es de 1.510 kg/m³) equivale a un volumen de 22.883 m³/año. La capacidad de retención de sedimentos de la

presa de Jerte - Plasencia es del 99,69%, finalmente quedarían retenidos en el embalse 0,024 Hm³/año, teniendo un porcentaje de aterramiento de 0.04% al año. Esto implicaría que la colmatación del embalse se alcanzará aproximadamente 1966 años después de su construcción, generando un volumen de sedimentos de 47,2 Hm³, quedando solo un 20% de agua almacenada.

Orden de los cauces	Número de cauces	Relación de bifurcación	Número de cauces involucrados	Producto de las columnas 3 y 4
1	78	4,10	97	397,70
2	19	9,50	21	199,50
3	2	2	3	6
4	1		Σ = 121	Σ = 603,20
				Coefficiente de bifurcación= 605,2/121= 5,00

Tabla 16: Coeficiente de bifurcación

Con este estudio se fue ajustando y mejorando cada factor de la USLE con mayor exactitud y precisión de los valores obtenidos para la erosión del suelo.

Para un mayor ajuste y veracidad del factor C de la USLE-RUSLE2, se realizó la caracterización de todas las masas arbóreas del Valle del Jerte para así conocer el factor de protección del suelo por la vegetación con una resolución de pixel de 10 m apoyado en datos reales de campo y una monitorización continua. En primer lugar, se realizaron las clasificaciones supervisadas de las imágenes del satélite Sentinel 2. Esta clasificación supervisada, después de un análisis exhaustivo de las áreas de entrenamiento, permitió tener una precisión global de un 88% (índice Kappa 0,86)(Tabla 17), lo que se considera como una precisión satisfactoria ya que la clasificación supervisada realizada posee un gran número de clases y algunas de ellas muy similares y fácilmente confundibles.

En general, la precisión del usuario y del productor en las distintas clases individuales fue muy buenas ya que todas son muy próximas a la unidad, excepto clases puntuales. Ejemplo de estas clases con baja precisión son la clase "Village" que presenta mucha similitud con la clase "rocky", debido a la semejanza de los valores de reflectancia entre el color claro de las rocas graníticas y la reflectancia blanca de los edificios. Y la propia clase "rocky" que es muy difícil de

separar de la clase “*Quercus ilex*” ya que esta identifica grandes superficies de suelo desnudo o de la roca aflorando que les dan a los píxeles colores muy claros.

Sin embargo, hay clases con una precisión de separación muy alta, como por ejemplo el agua, los encinares, los pinos, los castaños, los matorrales, los pastizales y los pinares.

Esta cartografía de vegetación se puede actualizar cada 10 días, puesto que es el periodo de retorno del satélite Sentinel 2, y obtener una cartografía de gran resolución tanto temporal como espacial de los usos del suelo. La cartografía que se realizó para este trabajo es del día 16 de Julio del 2016, que es la fecha de captura de la imagen trabajada (Fig. 50). Una vez conocido el uso del suelo que presenta el área de estudio de dicha fecha se necesita caracterizar las masas arbóreas, así como la Fracción de Cobertura -FCC- tanto de copas como en contacto con el suelo.

		Reference data										Total	User's accuracy (%)	Kappa	
		Water	Castanea sativa	Prunus avium	Shrublands	Grasslands	Pinus pinaster	Village	Quercus pyrenaica	Rocky	Bare soil				
Classified data	Water	6	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	10	0,60	0
	Castanea sativa	0	22	0	0	0	1	0	0	1	0	0	24	0,92	0
	Prunus avium	0	1	102	1	2	2	0	1	1	3	7	120	0,85	0
	Quercus ilex	0	0	2	5	5	2	0	0	2	12	3	91	0,71	0
	Shrublands	0	0	0	0	59	0	0	0	0	0	0	59	1,00	0
	Grasslands	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	50	1,00	0
	Pinus pinaster	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0	18	1,00	0
	Village	0	0	0	0	0	1	0	5	1	0	3	10	0,50	0
	Quercus pyrenaica	0	0	0	0	0	0	0	0	36	0	0	36	1,00	0
	Rocky	0	0	0	0	0	1	0	3	0	26	0	30	0,87	0
	Bare soil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	56	56	1,00	0
	Total	6	23	104	66	66	58	18	10	42	41	70	504	0,00	0
	Producer's accuracy	1,00	0,96	0,98	0,98	0,89	0,86	1,00	0,50	0,86	0,63	0,80	0	0,88	0
Kappa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,86	

Tabla 17: Matriz de errores de la clasificación supervisada para la cartografía de vegetación (Sánchez Sánchez et al., 2018).

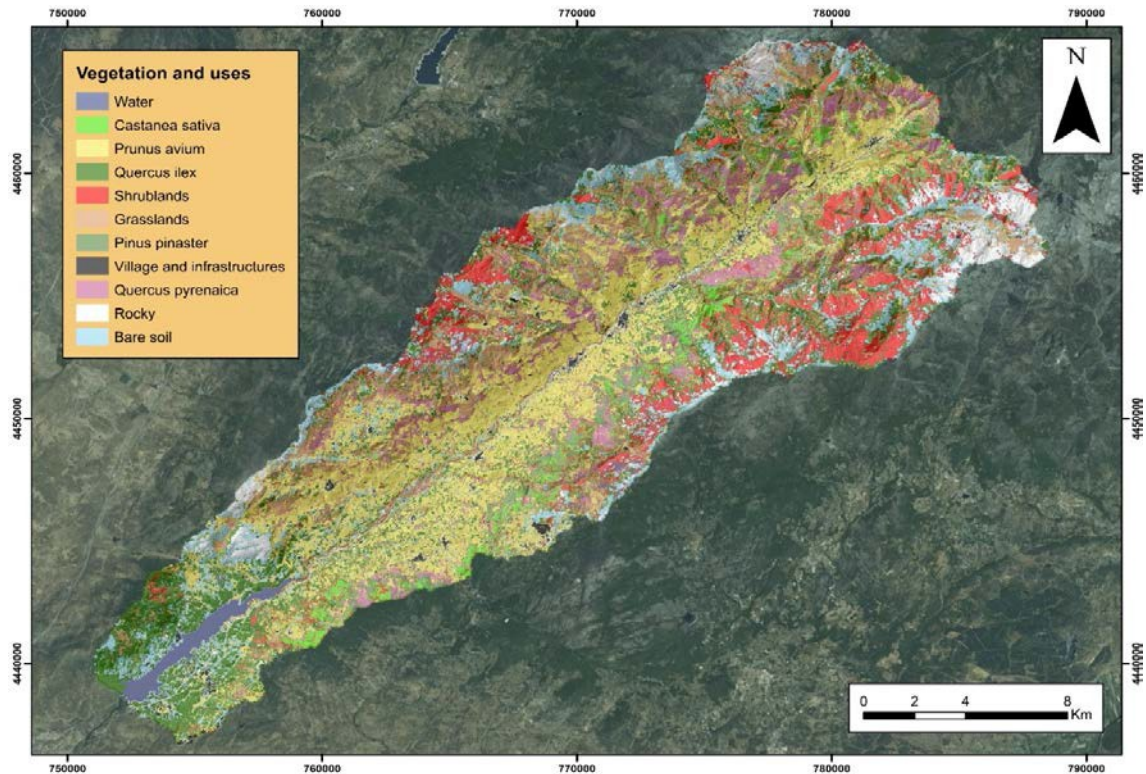


Figura 50. Cartografía de vegetación y usos del suelo del día 16 de Julio del 2016 del valle del Jerte.

A partir de los resultados obtenidos en este trabajo y teniendo en cuenta que la FCC varia de 0 a 1 siendo 0 el suelo desnudo y 1 una protección completa del suelo (Fig. 51), se observa que las zonas de bosques con sotobosque poseen una FCC cercana a 1 tanto de copas como de sotobosque mientras que los matorrales poseerán una FCC cercana a 1 pero solamente en la FCC de sotobosque ya que la altura de la vegetación es inferior a 2m. También resulta que, en los bosques, por ejemplo los pinares (Fig. 52), donde el sotobosque es nulo la FCC global es baja mientras la FCC de copas pasa a estar cercana a la unidad. Esta caracterización obtenida es muy importante de cara al cálculo del factor C de la USLE puesto que la información tabulada está basada en el tipo de cubierta del suelo y en el porcentaje de ocupación del suelo por la vegetación. A partir de la caracterización aquí obtenida se puede conocer el factor C de la ecuación de la USLE con mucha precisión y en condiciones de multitemporalidad, ya que podemos obtener información de la cubierta vegetal del suelo, de manera eficiente y rápida y con un bajo periodo de repetición.

Sin embargo, aun teniendo un periodo de revisita del satélite de 10 días, la información de datos LiDAR es menos frecuentes, por lo que la caracterización

para eventos puntuales se ve muy limitada, como ocurrió en el incendio forestal de la Garganta de los Infiernos entre los días 18 y 20 de agosto de 2016.

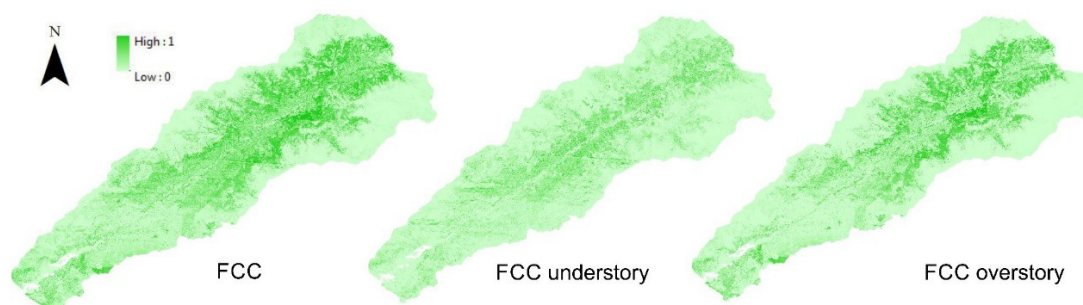


Figura 51. Cartografía de las Fracciones de Cobertura (FCC) obtenidas para el Valle del Jerte (Sánchez Sánchez et al., 2018).

Para caracterizar eventos puntuales, se necesita conocer como dato principal el perímetro y la severidad de dicho evento en cada zona de estudio. Como área test de este estudio se tomó el área completa de la Reserva Natural de la Garganta de los infiernos. Después de aplicar el NBR pre y post-incendio, se cartografiaron las diferentes áreas de severidad del incendio (Fig. 53), en las que claramente se pudieron distinguir: a) zonas de la reserva donde el incendio no había llegado (80% en área), b) zonas próximas o con ocurrencias de otros incendios de menor importancia y con mayor antigüedad que ya se estaban recuperando además del borde del perímetro del incendio de interés (7% en área) con una severidad mínima. Asimismo, dentro del perímetro del incendio que nos interesa se caracterizaron las zonas en donde la severidad había sido moderada (10%) y el foco central del incendio con una severidad muy alta (3%).

Una vez perimetradas las zonas de severidad del incendio, se procede a obtener el factor C de la ecuación de la USLE de cada fecha de estudio, y así comparar las zonas de severidad con los valores de NDVI pre-evento y post-evento. Una vez calculada el índice NDVI para las fechas pre-evento (16/06/2016) y post-evento (05/09/2016) y un año después del evento (02/06/2017) (Fig. 54) se comprobó una clara influencia del incendio y sus zonas de severidad en el rebrote de la vegetación tanto instantáneamente después del evento como un ciclo de floración después.

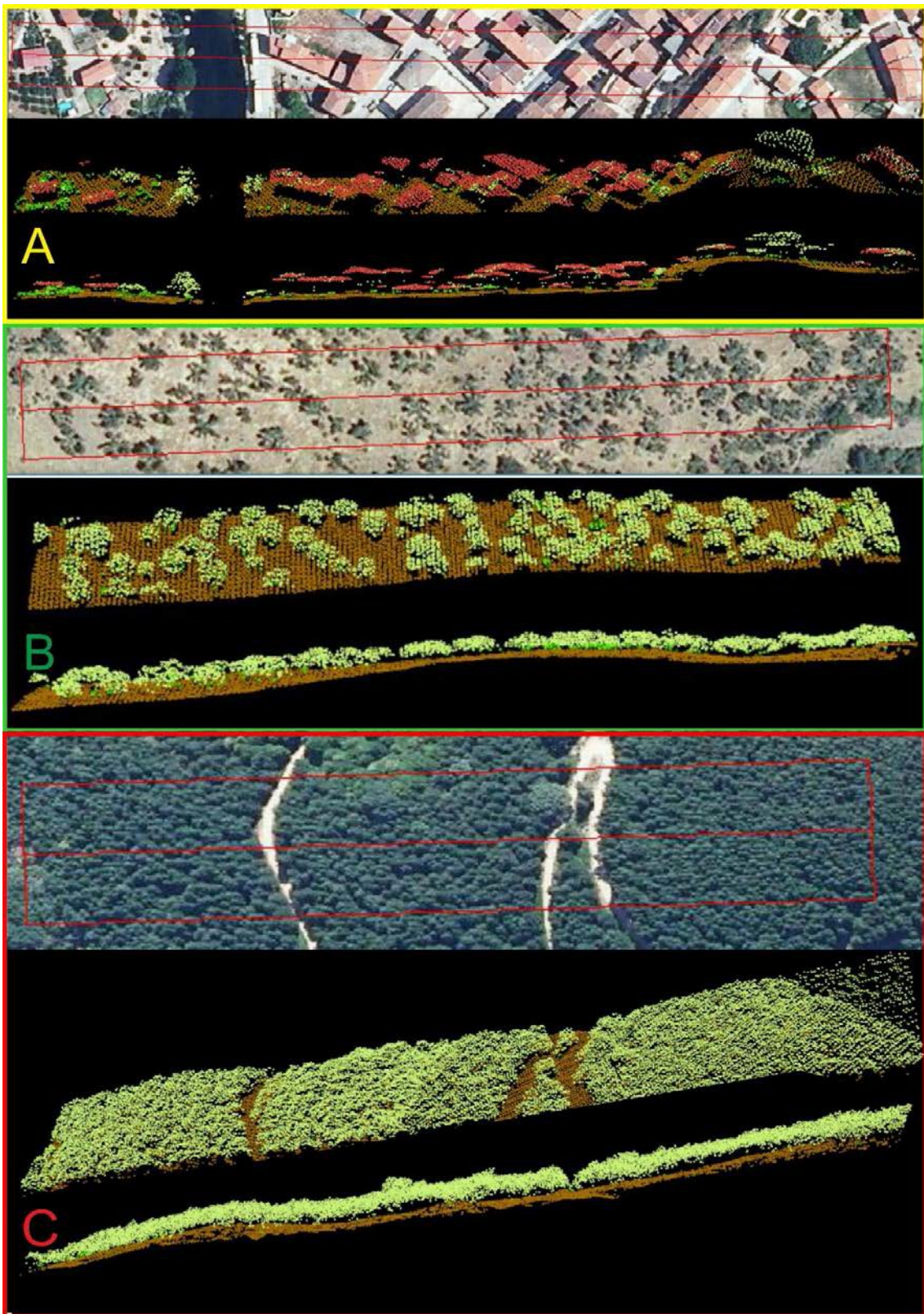


Figura 52. Ejemplo de ocupación del suelo con distinta FCC. A) Suelo urbano donde el suelo se encuentra ocupado por edificaciones y por tanto esta compactado. B) el uso del suelo es un encinar, donde la FCC global es inferior a 0,3. C) tipo de uso de suelo es pinar cuya FCC de copas es mayor a 0,7 y la fracción de sotobosque con FCC inferior a 0,3.

En el gráfico de la Fig. 54D se puede observar que en el área donde el incendio no ha afectado el NDVI no varía (apenas unas centésimas) sin

embargo, en el área donde la influencia es baja el NDVI varía desde 0,52 pre-incendio hasta 0,33 post-incendio. Donde más notable es el cambio es en la zona donde la severidad del incendio ha sido muy alta, los valores del NDVI varían desde los 0,55 antes del incendio forestal, hasta valores casi nulos de suelo desnudo 0,03 después del incendio, por lo que dicho evento ha eliminado toda la protección vegetal del suelo, produciendo unas condiciones óptimas para la producción de sedimentos. El incendio no solo ha eliminado toda la vegetación de protección, sino que también ha afectado al banco de semillas y al suelo puesto que en la zona de severidad media la diferencia de NDVI del año 2016 y del año 2017 es de 0,36 mientras que en la zona de severidad alta es de 0,52; lo que muestra que la recuperación de la protección vegetal está siendo más lenta en esta área. Esto implica que la producción de sedimento va a ser mayor durante más tiempo.

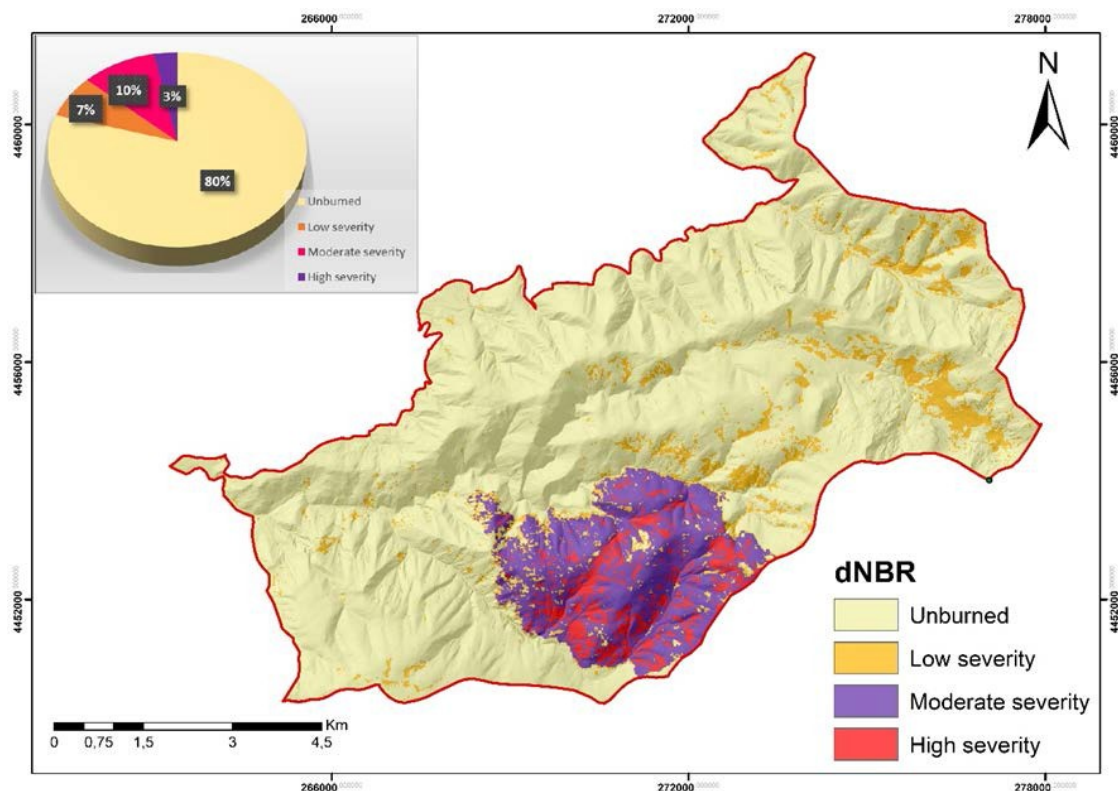


Figura 53. Cartografía de las diferentes zonas de severidad del incendio estudiado y grafico de ocupación de cada área.

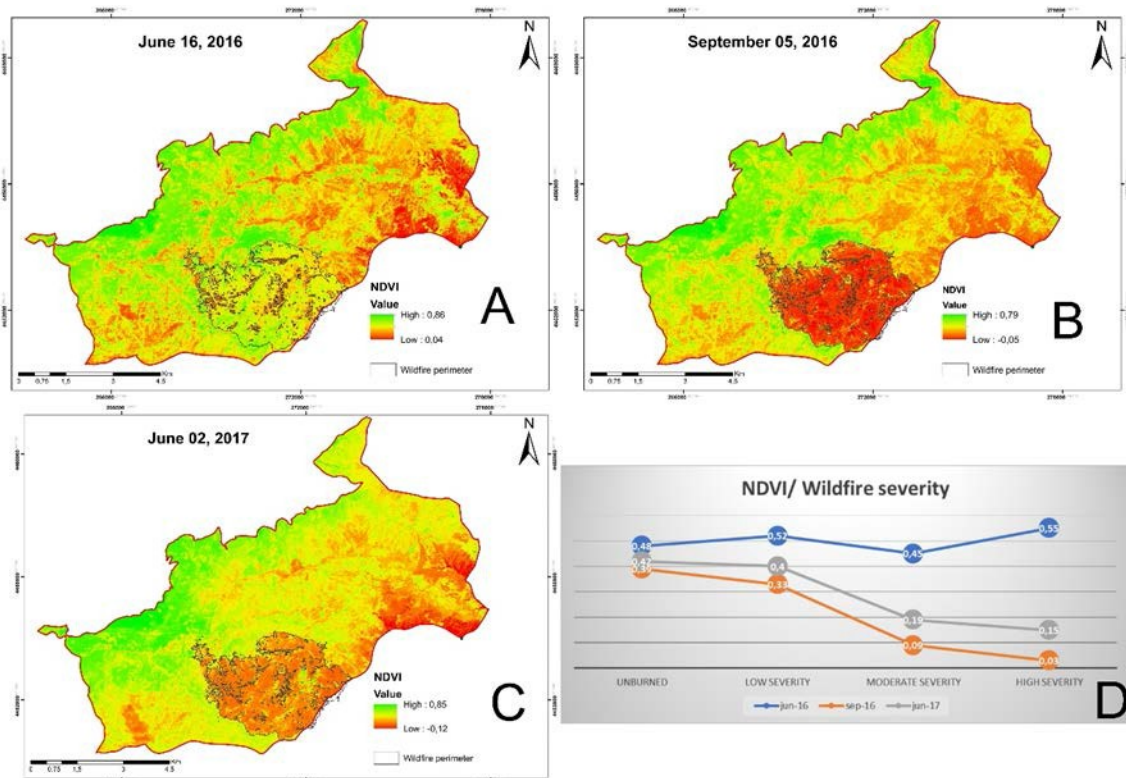


Figura 54. A) NDVI pre-incendio. B) NDVI post-incendio, C) NDVI 1 años después del incendio. D) grafico de relación entre la severidad de la zona afectada por el incendio y la variación del índice NDVI en las diferentes fechas de estudio.

Una vez obtenidos los valores de NDVI, por algebra de mapas aplicando la ecuación 14, se obtienen los valores del factor C, para una fecha concreta, en condiciones donde la vegetación es escasa o ha desaparecido como es un incendio forestal.

Para este evento puntual, no solo se han diseñado mejoras en el factor vegetal, sino que se calcularon los demás factores para eventos concretos. Por ejemplo, en el factor R o de erosividad de la lluvia se han tenido en cuenta los datos de intensidad de lluvia en estaciones cercanas a la Garganta de los Infiernos y extrapolando los datos al punto más alto de la montaña, obteniendo valores más precisos en la cartografía del factor R (Tabla 18).

Estación	X	Y	Z	R May 2016	R Sep. 2016	R_may 2017
Valdeastillas (CC17)	255607	4447376	495	208,05	33,33	101
Aldehuela del Jerte (CC04)	224144,1781	4434510,37	262	76,076	46,11	23
Alta montaña	277054,3958	4454006,489	2300	842,8	0	669,52

Tabla 18: Localización de los puntos de estudio del factor R y sus datos.

Las mejoras aplicadas a cada factor afectan directamente a la erosión ya que afecta al cálculo de la erosión a partir de la RUSLE. Los resultados obtenidos muestran una clara diferencia entre el mes de junio del 2016 y el mes de junio del 2017 donde las características climáticas, orográficas, litológicas eran similares, pero el cambio en la vegetación era significativo (Fig. 55).

En la figura 55A y la figura 55B se observa como en el área de estudio que no ha sido afectada por el incendio, la erosión es similar para las dos fechas estudiadas, mientras que en el área de estudio que se encuentra afectada por el incendio (Fig. 55C y Fig. 55D) hay áreas que han pasado de erosión baja a alta o muy alta. La zona de severidad moderada que en 2016 poseía una erosión media de 31 Tm/ha·año, pasa en el año 2017 a presentar una erosión media de 74 Tm/ha·año, 2,5 veces superior. Pero aún es más notable este cambio en las áreas de alta severidad del incendio, que en 2016 presentan una erosión de 11 Tm/ha·año y sin embargo en el 2017 alcanzó una erosión de 70 Tm/ha·año, más de seis veces superior.

Posteriormente, como los efectos de los daños antrópicos tenían una influencia muy directa en la producción de sedimentos, se realizó un estudio multitemporal de usos del suelo en el Valle del Jerte. Estos usos del suelo fueron clasificados en 10 clases principales: agua, bosques, cultivos de cerezos, desarbolado, matorral, nieve, roquedo, urbano, área quemada, nubes.

El análisis de las variaciones en los usos del suelo del Valle del Jerte que se obtuvieron a partir de las clasificaciones supervisadas en las imágenes Landsat (Fig. 56), destaca un aumento del cultivo del cerezo de un 15 a un 24 %, también el aumento de los bosques de un 29 a un 30%, disminuyendo los matorrales de un 20 a un 17%. Se obtuvo una superficie de área quemada por incendios forestales entre un 0.3 y 1,3 % de superficie total en todas las décadas estudiadas.

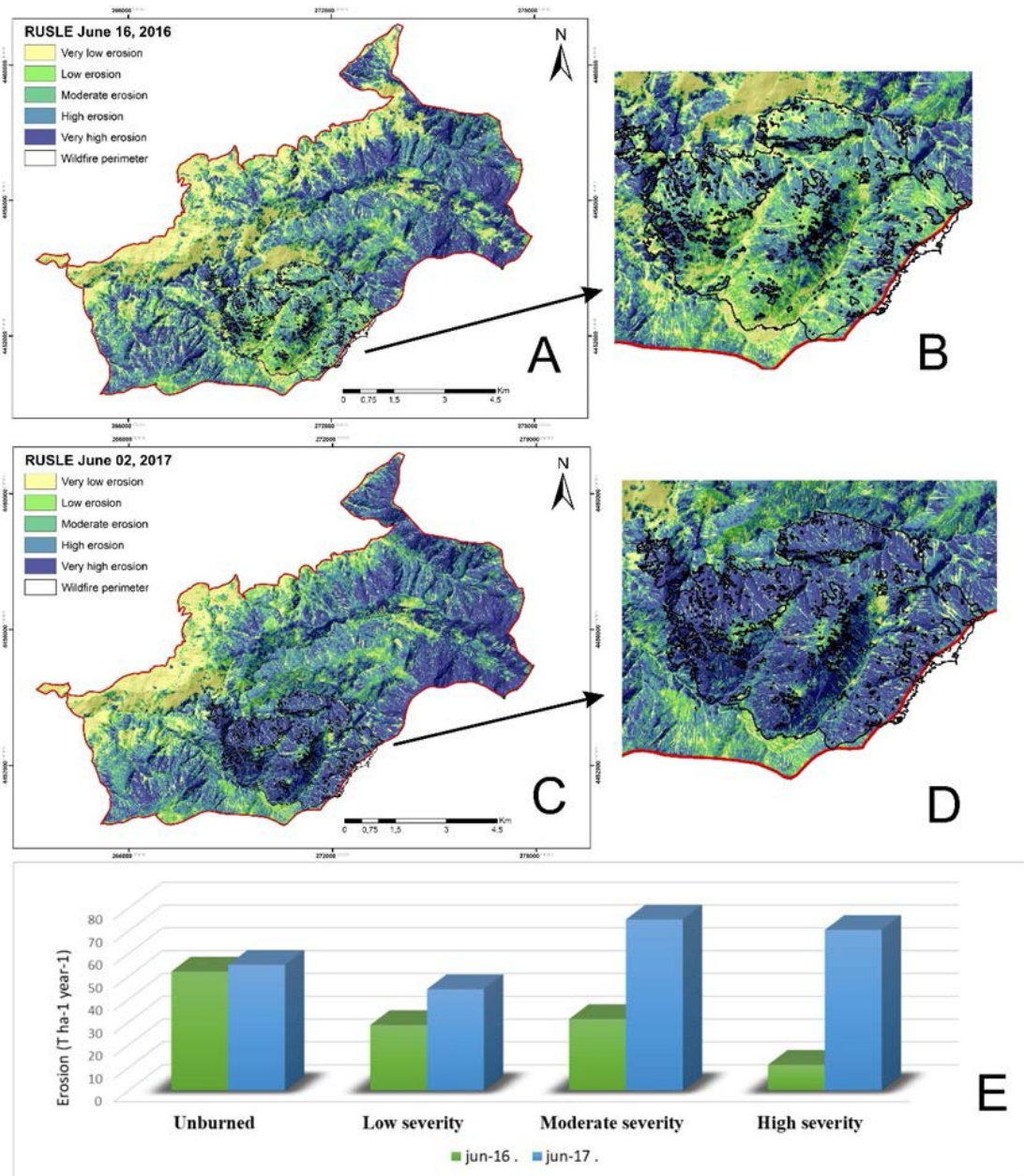


Figura 55. A) Cartografía de erosión el 16 de junio del 2016. B) Ampliación en la cartografía de erosión en el área afectada por el incendio del día 16 de junio de 2016. C) cartografía de erosión del día 02 de junio del 2017. D) Ampliación en la cartografía de erosión de la zona del incendio en 02 de junio del 2017. E) Grafico comparativo de la erosión en los diferentes años de estudio según las zonas de severidad del incendio (Sánchez Sánchez et al., 2021).

A partir de esta cartografía de usos del suelo se realizó la cartografía de unidades del paisaje (Fig. 57), para estudiar la influencia antrópica en el paisaje.

El estudio estadístico se inicia en el año 1994, tomando como referencia las series de vegetación de Rivas-Martínez & Armaiz, 1984, como vegetación potencial, se observa que la proporción de terreno ocupada por formaciones arbóreas es mucho menor de lo que cabría esperar (Tabla 19).

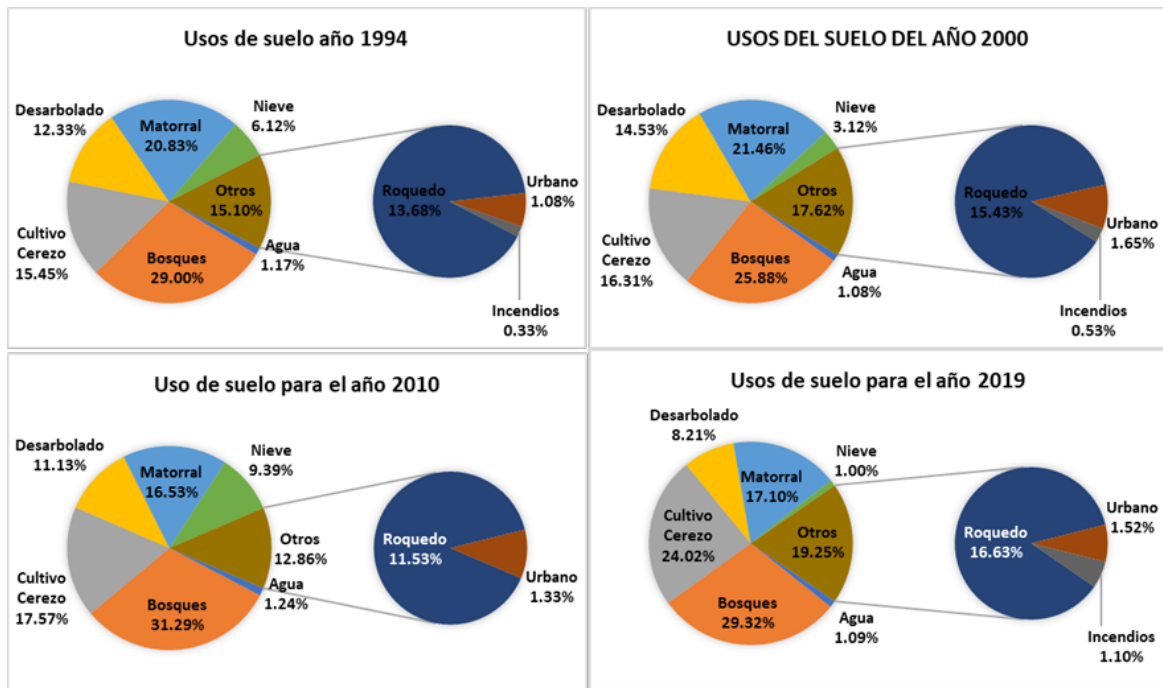


Figura 56. Evolución del porcentaje de superficie de los usos del suelo en las últimas 4 décadas del Valle del Jerte.

La Tabla 19 también muestra cómo el Valle del Jerte presenta en el año 1994 el 28 % de la superficie ocupada por formaciones arboladas (unidad 2), como son los robledales (*Quercus pyrenaica*), castañares (*Castanea sativa*), y pinares (*Pinus sylvestris*), frente al 82% según el óptimo de desarrollo que marcan las series de vegetación. También se observa que la presencia de zonas de pastizal (unidad 3) es mayor desde el año 1994 hasta la actualidad (13%) debido a los usos culturales tradicionales del terreno y su utilización para el pastoreo, etapas iniciales de la recolonización de zonas afectadas por incendios forestales, deforestación, etc. Se tomará este estadio de desarrollo del paisaje como situación inicial, año 1994, y a partir de ella, se estudiarán los cambios en el paisaje en las últimas décadas.

El desarrollo de actividades humanas en el medio ha condicionado enormemente el paisaje en las últimas décadas (Fig. 58), ocupando las zonas potencialmente óptimas para el desarrollo de formaciones arbóreas con plantaciones de cerezo (28.95 %). Por otra parte, se observa un incremento del 57% en el cultivo de cerezos (unidad 2) en detrimento de las zonas de pasto y matorral, 9% (unidades 4 y 5).

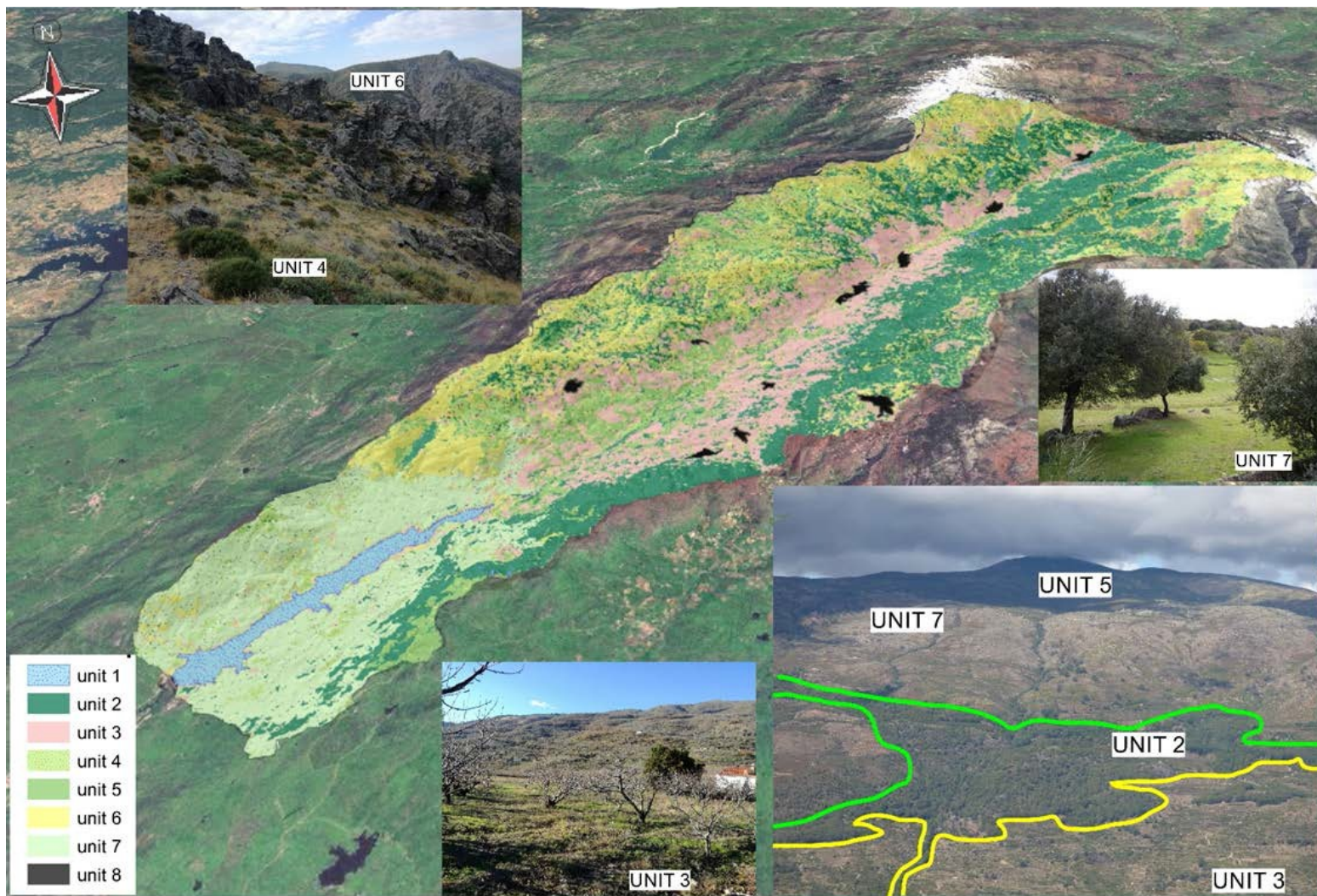


Figura 57. Esquema en 3D de las unidades del paisaje con fotos de campo de reconocimiento de las distintas unidades del paisaje

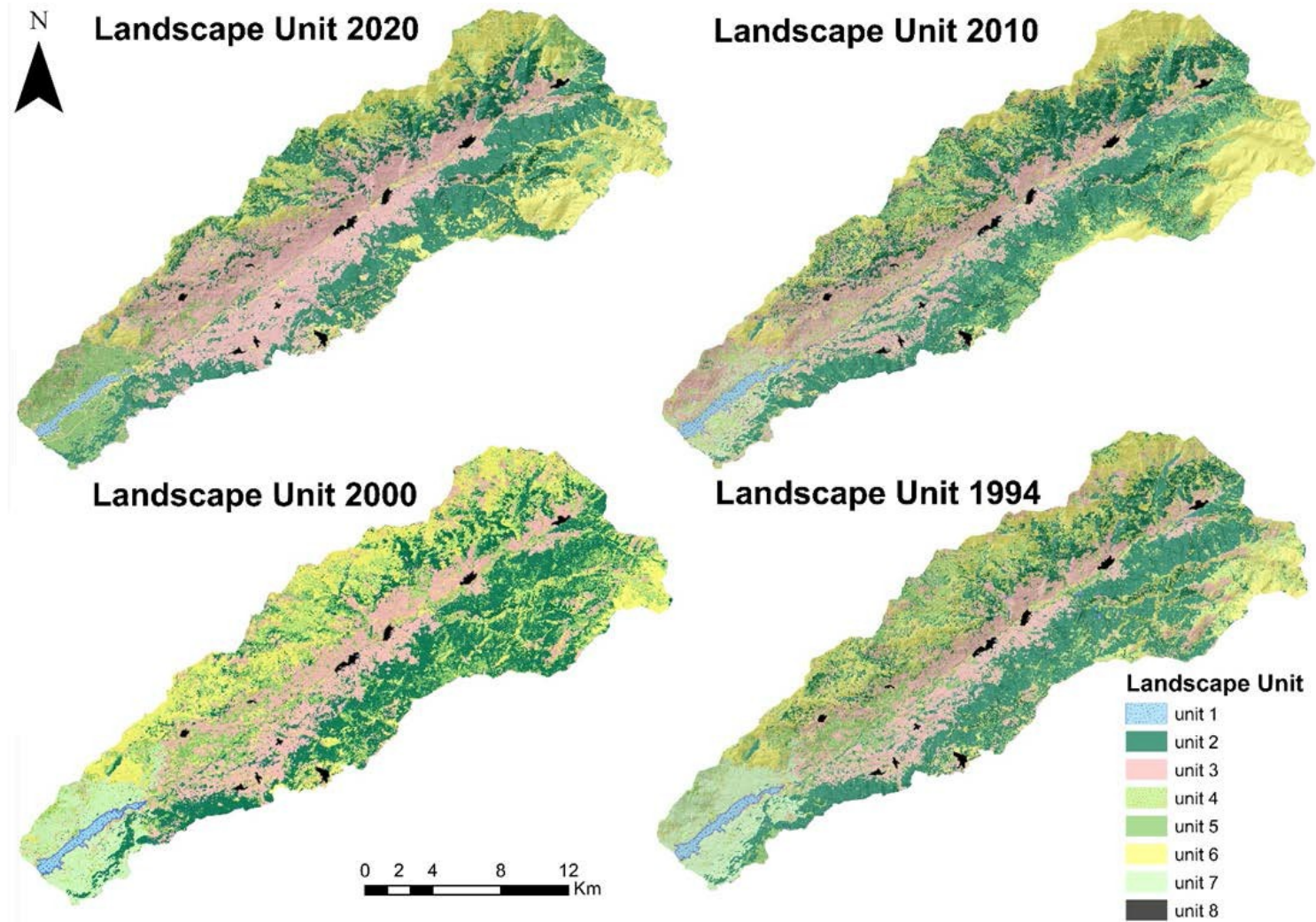


Figura 58. Unidades del paisaje de los distintos años de estudio.

El análisis de la estructura del paisaje se basa en los cambios espaciales de las coberturas vegetales, la geomorfología y los usos del suelo de las últimas décadas. Sin embargo, es necesario analizar conjuntamente las cubiertas vegetales con los modelos y sistemas de gestión adoptados para evaluar correctamente el significado de los cambios detectados.

IA	SV		1994		2000		2010		2019	
	Total	%	Total	%	Total	%	Total	%	Total	%
Unidad 1	-	-	433,7	1,10	433	1,10	380	0,98	358	0,92
Unidad 2	30957	82,34	11103	28,06	9657	24,43	9836	25,29	10951	28,13
Unidad 3	-	-	7178	18,14	7486	18,93	7564	19,45	11271	28,95
Unidad 4	76,5	0,20	5257	13,28	5400	13,66	3333	8,57	2176	5,59
Unidad 5	4087	10,87	3776	9,54	4913	12,43	3365	8,65	2728	7,01
Unidad 6	-	-	6368	16,09	6609	16,72	8002	20,57	7187	18,46
Unidad 7	2477	6,59	2594	6,55	2334	5,90	2280	5,86	2235	5,74
Unidad 8	-	-	874	2,21	936	2,47	996	2,56	1386	3,56
Total	37598		37598		37598		37598		37598	

Tabla 19: índices de ocupación del suelo en el Valle del Jerte en los años 1994, 2000, 2010, 2019 y en las series de vegetación

Según los valores obtenidos en los índices de diversidad (SHDI y SIDI) y uniformidad (SHEI), para las últimas tres décadas (Fig. 59) se está perdiendo heterogeneidad y complejidad en el patrón paisajístico. El número de “parches” o áreas homogéneas disminuye haciéndose estos más grandes, compactos, y con formas más simples. La agrupación de las teselas provoca la disminución de ecotonos y repercute de forma directa sobre la riqueza de especies presentes en el medio. Esta evolución responde en gran medida al aumento de las prácticas agro-silvícolas, las labores de gestión forestal, y perturbaciones como incendios forestales.

Una vez analizados los patrones espaciales y las métricas de área, densidad y agregación del paisaje (Tabla 20) se puede decir que hay un aumento de la homogeneidad a nivel paisajístico en el área de estudio, lo que corrobora los resultados obtenidos en referencia a la diversidad.

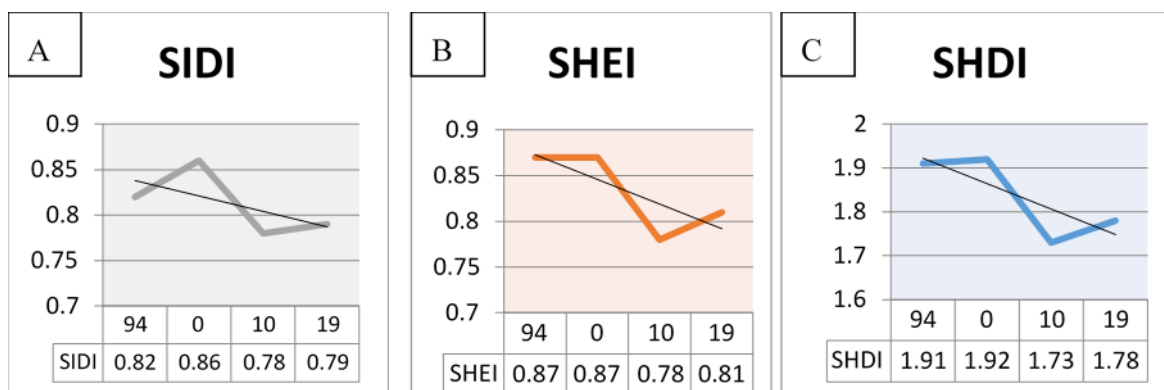


Figura 59. Índices de diversidad, las líneas gruesas corresponden a los valores de los índices en los diferentes años, las líneas más finas indican la tendencia de cada índice. A) Gráfico del índice de Diversidad de Simpson. B) Gráfico del índice de Evenness. C) Gráfico del índice de Diversidad de Shannon.

Métricas de área, Densidad y agregación	1994	2000	2010	2019
Área total (TA)	37598	37598	37598	37598
Número de Parches (NP)	16023	15939	9820	8183
Densidad de Parches (PD)	40,48	40,31	25,48	20,69
Radio de giro (GYRATE_MN)	47,21	48,90	49,29	57,87
Índice de capa del paisaje (LSI)	83,32	86,71	50,54	55,25
Área media de parches (AREA_MN)	2,47	2,4805	3,92	4,83
Índice de longitud de parche (LPI)	16,72	10,53	27,25	23,33
Distancia euclidiana media entre vecinos (EMM_MN)	141,70	142,01	149,61	166,43
Índice de contagio (CONTAG)	30,20	29,10	39,3	40,85
Índice Interspersion and Yuxtaposición (IJI)	73,55	73,05	70,18	73,00
Índice de conexión (CONNECT)	0,36	0,35	0,48	0,48
Índice de división del paisaje (DIVISION)	0,95	0,97	0,89	0,91
Índice de proximidad (PROX)	169	124	551	295
Índice de cohesión de parches (COHESION)	96,94	96,20	98,38	98,02
Índice de Fragmentación (F)	0,07	0,07	0,16	0,22

Tabla 20: Métricas de área, densidad y métricas de agregación del paisaje obtenidas del software FRAGSTAT.

El número de “parches” se ha reducido casi a la mitad, de 16.023 en 1994 a 8.183 en 2019. Esto ha provocado la disminución de la densidad de parches en un 50%. El área media de su ocupación ha aumentado al doble, lo que indica que tenemos menos parches y con presentan un mayor tamaño. Así mismo, aumentan los índices de cohesión, índice de capa del paisaje y se mantiene constante el índice de interspersion e Yuxtaposición, lo que significa que las masas mantienen un grado moderadamente alto de entremezcla a pesar de su tendencia a la homogenización

También aumenta el aislamiento de las manchas, con un aumento del 74% del índice de proximidad y además un aumento del 17% de la Distancia Euclidiana media entre vecinos. Mientras que el grado de fragmentación disminuye un 200% (0,15, recuérdese que es inverso).

El estudio de la estructura del paisaje a nivel de clase permite discernir el papel de cada tesela en el mosaico ambiental, asignando a cada grupo una función diversificadora u homogeneizadora en el conjunto. Los resultados más destacados del estudio paisajístico son el aumento de la superficie de cultivo (superior a las 7000 Ha) dedicado casi en exclusiva al cerezo. Las teselas que conforman esta clase aumentan en número, pero mantienen los mismos patrones de aislamiento, forma y área. Las superficies arboladas disminuyen ligeramente, pero presentan cambios en su disposición que indican que las teselas boscosas son de mayor tamaño, están menos fragmentadas, pero más aisladas. Por otra parte, los pastizales (unidad 4) y los matorrales (unidad 5) disminuyen (3000 Ha y 1000 Ha respectivamente) y presentan teselas de tamaño muy reducido, aisladas y fragmentadas. Las formaciones abiertas (unidad 7) por su carácter singular, al ser zonas adheridas sometidas a una fuerte influencia antrópica, requieren de un análisis y estudio pormenorizado. Se observan grandes variaciones en la fragmentación que se explican por los tratamientos agrosilvopastoriles a los que se somete este hábitat.

Del análisis pormenorizado anual se pueden obtener valoraciones muy interesantes. Un comentario especial merece el año 2010 dado que los datos iniciales con los que se ha realizado la cartografía de unidades de paisaje contenían partes cubiertas por nieve (unidad 6). La nieve representa una perturbación importante y habitual en la vegetación y, en general, en las zonas de montaña. Pone de manifiesto los cambios en la heterogeneidad paisajística en el espacio anual y sub-anual. En este caso concreto, induce niveles notablemente elevados en el índice de cohesión y proximidad, y la disminución del índice de interdispersión y yuxtaposición. Además, aumenta significativamente el área ocupada por suelo desnudo (nieve) en detrimento de áreas de matorral y pastizal, propias de las zonas de montaña donde se acumula la nieve.

Por último, hay que destacar que la evolución de las infraestructuras urbanas presenta un crecimiento estable, moderado y no representa un problema para el paisaje, siendo la presión antrópica difusa prácticamente inexistente con excepción de algunas construcciones de uso agrícola y ganadero aisladas.

3.2. Discusión

El desarrollo metodológico del trabajo muestra como las imágenes de satélite, los datos LiDAR y la información obtenida por teledetección ofrece resultados muy destacables que permiten mejorar los factores de la ecuación de la USLE-RUSLE2.

En la fase inicial, se calculó que la tasa media de erosión en el Valle del Jerte sin afección antrópica es de $707 \text{ T/km}^2\cdot\text{año}$, estos valores son similares con tan solo $0.5 \text{ Tm/ha}\cdot\text{año}$ de diferencia (Panagos *et al.*, 2020) a los obtenidos por la European Environment Information and Observation Network (EIONET) aplicando el modelo RUSLE2 a escala europea con una evaluación mejorada (Panagos *et al.*, 2015). Sin embargo, como explicamos anteriormente la USLE-RUSLE2 no tiene en cuenta el proceso erosión-sedimentación de las partículas arrastradas, sino que solo cuenta los sedimentos arrastrados de su áreas fuente (Avenidaño *et al.*, 1994). Una vez aplicado el Coeficiente de Entrega de Sedimentos a la erosión obtenida en el Valle del Jerte, los resultados indican que al Embalse de Plasencia llegan $91 \text{ T/km}^2\cdot\text{año}$ de sedimentos y por tanto tan solo un 13% de los sedimentos arrastrados llegan finalmente al embalse. Los estudios que han aplicado esta metodología para cuencas similares (Cobo, 2008) han obtenido una buena correlación entre los cálculos realizados y las batimetrías obtenidas en los embalses colmatados. Valga de ejemplo en la Cuenca Hidrográfica del Tago, el embalse del Burguillo con un aterramiento anual del 0,09%, el de Navamuño con un 0,08%, o el de Navalcan con un 0,01% mientras que el embalse de Plasencia presenta un porcentaje de aterramiento anual del 0,04%. En estos embalses el cálculo del volumen de sedimentos fue calculado y validado a partir de dragados de los embalses, en los que se obtuvo aproximadamente un volumen de sedimentos similar a los calculados por la

metodología USLE + CES como por ejemplo en los sedimentos dragados del embalse Puente Alta (Segovia)(Bodoque *et al.*, 2001).

Además, dicha metodología se ha mejorado y precisado mediante el uso de imágenes de satélites en las que se ha calculado el factor C o factor de vegetación con una caracterización muy precisa, además de una temporalidad muy corta con un tiempo de trabajo menor a las técnicas tradicionales. Esta metodología se ha utilizado por otros autores en clasificación de cultivos y vegetación forestal (Immitzer *et al.*, 2016) y en agricultura de precisión por su alta resolución espacial (Escolà *et al.*, 2017).

La metodología propuesta mejora la determinación de las masas de vegetación al complementarse con la utilización de imágenes de satélites con la información obtenida por LiDAR, permitiendo generar procesos automatizados para obtener resultados cartográficos para un breve periodo de tiempo y en cualquier sector del planeta. Esta metodología mejora la productividad del flujo de trabajo general y evita la realización de importantes cantidades de trabajo de campo a la hora de realizar los Inventarios Nacionales Forestales (Kachamba *et al.*, 2017) haciendo que dicha cartografía sea más rápida, económica y confiable y así poder realizarla con mayor frecuencia temporal.

La caracterización de las masas arbóreas únicamente mediante LiDAR es una tarea relativamente costosa y además no se puede realizar con tanta resolución espacial y frecuencia como se necesita, justo antes y después de un evento catastrófico como es un incendio forestal donde la cubierta vegetal ha sufrido una alteración importante, como por ejemplo su eliminación. Al desaparecer la cubierta vegetal no se necesita una caracterización tan exhaustiva de ésta, sino que se necesita conocer los datos del evento (intensidad o gravedad). En el caso de los incendios forestales y empleando la metodología del Índice de Calcinación Normalizada -NBR- se ha observado que entre los 13 índices más usados para esta valoración en un incendio, el NBR es el que obtiene una mayor correlación con la intensidad del incendio, tanto en momentos anteriores al incendio como en los posteriores (Epting *et al.*, 2005). El índice NBR se ha usado con alta correlación en áreas de cobertura de suelo

heterogéneas, compuestas tanto por terrenos naturales como agrícolas, de forma similares a los del Valle del Jerte (Lasaponara *et al.*, 2020).

Este índice NBR, se debe complementar con otro que indique el estado de la vegetación en cada punto de la zona afectada por el incendio y para ello se ha usado el NDVI, que es el que mayor correlación tiene con el proceso de crecimiento de las plantas, mejorando el índice kappa hasta valores de 0.89 (Huang *et al.*, 2020). El índice NDVI en comparación con distintos índices como por ejemplo el GNCVI o el NDVI_{re} es el que mejores resultados ofrece para la monitorización de la vegetación en una fase post-incendio, al utilizar la banda del infrarrojo cercano en el cálculo del índice (Navarro *et al.*, 2017).

Los resultados obtenidos a lo largo del presente trabajo han mostrado que una de las causas del aumento de la tasa de erosión en el Valle del Jerte se debe a los cambios que provoca la ignición de incendios forestales en los suelos y la vegetación. En estudios anteriores se ha demostrado que el aumento de temperaturas de hasta 550 °C causadas por un incendio forestal destruye por completo la hidrofobicidad del suelo (Mataix-Solera *et al.*, 2011) haciendo que la producción de sedimentos en estas zonas se vea incrementada por el golpe de las gotas y la escorrentía (Badía *et al.*, 2014) reduciendo la disponibilidad de nutrientes como el carbono orgánico y agua (Badía *et al.*, 2017). Al aumentar la tasa de erosión considerablemente durante los dos primeros años después del incendio hace que la vegetación tenga un proceso más lento en su germinación. Observaciones más largas en el tiempo, han demostrado que hasta el quinto año la vegetación no se recupera (Hueso-González *et al.*, 2018). Por ello, se puede destacar un aumento de erosión en zonas de montaña tras la ocurrencia de un incendio debido a la pérdida de vegetación y la exposición del suelo desnudo en posibles eventos de lluvias de alta intensidad. Este aumento de la erosión se producirá incluso, después del siguiente período de máxima reproducción de la vegetación (Samani *et al.*, 2018).

Para evaluar los efectos de la erosión y de los daños antropogénicos en el paisaje, con su influencia directa en los cambios de los usos del suelo (Esteves *et al.*, 2012), se debe realizar un análisis multitemporal de dichos usos y ver su evolución y su afección por los efectos adversos entendiendo que no son solo

estos factores los relevantes en la evolución del paisaje sino que también son relevantes las condiciones climatológicas, la geomorfológicas y de vegetación.

El progresivo cambio climático, provoca unas condiciones climáticas que favorecen que el cultivo principal del valle, los cerezos, encuentren su zona de crecimiento óptima en las zonas topográficamente más altas que antes estaban ocupadas por matorral y pasto, en lugar de los fondos de valle y laderas bajas. Este tipo de adaptaciones a las nuevas condiciones también se han identificado en otras zonas, por ejemplo en la Sierra de Salamanca con cultivos de viñedos (Sánchez *et al.*, 2019). Este desplazamiento favorece al control de la erosión en zonas de gran pendiente puesto que mejoran las prácticas de conservación al realizar aterrazamientos para sus cultivos (Asins Velis and Sánchez Díaz, 2011)

Los incendios forestales, son una fuente importante de alteración paisajística y de vegetación provocando una simplificación de los mosaicos ambientales (Moreno, 2007). En el Valle del Jerte la mayoría de los incendios han sido en zonas de matorral y pastizal, minimizando los efectos ecológicos de los mismos, en comparación con las consecuencias previsibles en caso de afección a formaciones arboladas complejas.

La naturalización de pastizales, unido al crecimiento de parcelas de cultivos de cerezo, ha provocado que el mosaico paisajístico cambie y presente más homogeneidad y menos diversidad. Esta situación puede provocar que se genere la aparición de repetidos incendios, que puede desembocar en una eliminación casi completa de la vegetación y un tiempo de recuperación de la vegetación mucho mayor, sustituyendo especies endémicas por especies más resistentes a los incendios. Todo esto desembocaría en una pérdida importante de recursos ambientales y en un aumento exponencial de la erosión (Sholagberu *et al.*, 2017).

Sin embargo, la expansión de los cerezos hacia zonas de media ladera a las más altas podría suponer una mitigación parcial de los efectos anteriormente descritos ya que potencia la coexistencia de elementos culturales y naturales valiosos; propiciando el mantenimiento de zonas antropizadas con menor riesgo de incendios y mayor potencial económico y ecológico. El mantenimiento de la ganadería extensiva, tanto en zonas adhesionadas como pastizales de montaña,

cumple un papel fundamental en la conservación de estos hábitats, así como en la diversidad geobotánica, genética y paisajística que en ellos alberga (Vicente Serrano *et al.*, 2000).

4. CONCLUSIONES

4.1. Conclusiones

El presente trabajo genera un método estandarizado para implementar el uso de los SIG y Teledetección en los estudios geoambientales de riesgos de erosión a partir de la ecuación USLE-RUSLE2. Se han añadido mejoras en la metodología para aumentar la precisión de los factores más dinámicos en los procesos de erosión, tales como la erosividad de las precipitaciones o factor R y el factor de la vegetación o factor C. También se ha tenido en cuenta no solo el proceso de erosión, sino la dinámica erosión-sedimentación de las partículas para así obtener un balance de partículas movilizadas o erosionadas en la cuenca de estudio. Con este desarrollo metodológico se ha mejorado la precisión en la cuantificación de los sedimentos movilizados, ubicando sus áreas fuentes y monitorizando dicha producción de sedimentos con una temporalidad continua.

Además, se ha diseñado un protocolo o procedimiento SIG que permite caracterizar con gran precisión la masa arbórea con un alto nivel de detalle a partir de la información estructural de la vegetación, proporcionada por datos LiDAR en combinación con imágenes de satélite Sentinel 2, y potenciando cartografías del factor C con una temporalidad menor a la que se venía utilizando actualmente, y que se puede aplicar a grandes extensiones de terreno, a bajo coste y de manera automática. Esta cartografía identifica las zonas más susceptibles de aportar sedimentos por escorrentía después de un evento catastrófico como un incendio forestal y por tanto, pueden ser utilizados en la mitigación del riesgo de erosión.

En este trabajo se comprobó que, aunque la utilización del LiDAR en la caracterización del riesgo de erosión tenga una mayor resolución temporal que el muestreo de campo, económicamente es muy costoso como para realizarlo de manera continua. Por lo que su utilización en eventos puntuales, (incendios forestales, inundaciones, etc.) se interpreta que presenta limitaciones que se han contrarrestado con índices radiométricos de las imágenes de satélites. Para ello, se ajustó el cálculo del factor C en eventos puntuales de incendios, cuando la eliminación de la cobertura arbórea es casi completa, a partir del índice NDVI, que dio una alta efectividad en el cálculo del factor vegetación, siendo capaz de calcular el vigor de la vegetación de manera dinámica, instantánea y paramétrica

con alta precisión ($MSE=0,15$). Se complementó con el índice NBR al ser más eficaz para delimitar las áreas de intensidad de los incendios forestales y que muestra una coincidencia espacial muy alta entre las áreas de mayor severidad del incendio y las áreas de mayor producción de sedimentos post-incendio. El estudio del NDVI junto con el NBR demuestra que la vegetación tiene un proceso más lento de recuperación en las zonas donde la severidad del incendio ha sido mayor, por lo que con esta premisa se puede elaborar un plan de medidas protectoras para evitar el aporte de alta cantidad de sedimentos a la red fluvial, provocando la contaminación aguas abajo por la producción de cenizas, la colmatación de los embalses y una pérdida de productividad del suelo.

El cálculo de erosión mediante la ecuación USLE-RUSLE2 se mejora en los cálculos de los factores C y R al calibrar y validar según el grado de fiabilidad, estableciendo unos límites en la utilización de esta metodología en función de la heterogeneidad del área de estudio. En el Valle del Jerte se ha podido realizar dicho ajuste con la comparativa de otras áreas similares que presentan datos de embalses o aforos que permitan calcular los sedimentos movilizados y erosionados del área fuente.

Contar con modelos predictivos lo más precisos posibles, genera grandes beneficios para la gestión de los recursos hídricos, patrimoniales, edafológicos, etc. Además, es una herramienta primordial en la prevención de riesgos, en especial en riesgos inducidos como rotura de presas, inundaciones, y otros eventos catastróficos. La propia cartografía generada en el presente trabajo es una medida no estructural altamente relevante en la planificación y gestión para los ayuntamientos, las confederaciones hidrográficas y otros organismos implicados en la ordenación del territorio.

Aunque no existen soluciones definitivas para los procesos de alta capacidad de erosión en un evento catastrófico como un incendio o por el aumento del caudal fluvial, es conveniente la implantación de medidas preventivas o correctoras que minimicen la erosión. Es preciso establecer medidas que prevean unas tasas de erosión superiores a las previstas e implementar un plan de mantenimiento y vigilancia de la erosión y producción de sedimentos, para evitar problemas como son el aterramiento de los embalses

aguas abajo de las áreas fuentes. Dicho plan de control y seguimiento de la producción de sedimentos y un control continuo del aterramiento del embalse permitirá comprender mejor la dinámica sedimentaria de la cuenca de estudio. Una vez conocida esta dinámica sedimentaria se pueden proyectar los modelos sobre una base empírica que permita realizar previsiones más precisas sobre la tasa de colmatación. Si la erosión aumenta por causas antropogénicas, como son los incendios forestales o el abandono de cultivos, esta tasa de colmatación puede modificarse. La desaparición de prácticas de conservación como bancales, provoca que la tasa de aterramiento del embalse aumenta perdiendo la capacidad de almacenaje de agua del embalse.

El uso de imágenes espectro-radar para delimitar la lámina de agua y conocer la extensión del embalse, junto con una batimetría actualizada permite monitorizar de manera continua el volumen de agua almacenado en el embalse. Esta monitorización permitiría tener un control del aterramiento y prevenir catástrofes como la rotura o arrastre de la presa del embalse Jerte- Plasencia produciendo inundaciones a gran escala en la ciudad de Plasencia que se encuentra aguas abajo del embalse y del propio Valle del Jerte (Sánchez-Sánchez *et al.*, 2019).

La introducción de drones y el uso de interferometría SAR actualmente permite calcular el volumen de sedimentos generados en un evento fluvial de gran energía fluvial y relacionar la energía modelada con el tamaño de los clastos transportados, y formas geomorfológicas generadas antes y después de dicho evento.

Al comprobar que los cambios en los usos del suelo afectan a la erosión, se estudiarán los cambios en el paisaje con teledetección multitemporal. En el proceso se han combinado métricas de paisaje con datos obtenidos de la clasificación supervisada de las imágenes de los usos del suelo en las últimas cuatro décadas. Los escenarios analizados revelan una tendencia a la homogeneización del territorio con pérdida de diversidad y cambios en la dinámica natural, en gran parte provocados por la influencia humana (cultivo del cerezo) y las grandes perturbaciones generadas por los incendios forestales.

El análisis de patrones paisajísticos en un estudio multitemporal permite tanto el análisis de cambios en usos pasados del suelo como la promoción de acciones para la conservación futura de usos del suelo que sean positivos para el paisaje, permitiendo el cumplimiento de estrategias de conservación, así como la evaluación de las causas y consecuencias de actuaciones o alteraciones del paisaje a gran escala. Además, la utilización de SIG y Teledetección más software de análisis espacial permite la evaluación e integración de muchos parámetros geoambientales que forman el paisaje, permitiendo el análisis espaciotemporal y estadístico de las unidades del paisaje y su efecto sobre el medio ambiente. El flujo de trabajo desarrollado para el manejo adecuado del uso del suelo, la planificación del uso del suelo y la conservación del medio ambiente. Permitirá a las instituciones y gestores territoriales adecuar políticas y programas de cada región a cada escenario presente y futuro, facilitando la toma de decisiones.

5. REFERENCIAS

REFERENCIAS

Abdo, H. G. (2018) "Impacts of war in Syria on vegetation dynamics and erosion risks in Safita area, Tartous, Syria", *Regional Environmental Change*. *Regional Environmental Change*, (March 2011), pp. 1–13. doi:10.1007/s10113-018-1280-3.

Aguilera, F., Valenzuela, L. M. and Botequilha-Leitão, A. (2011) "Landscape metrics in the analysis of urban land use patterns: A case study in a Spanish metropolitan area", *Landscape and Urban Planning*. Elsevier, 99(3–4), pp. 226–238. doi:10.1016/j.landurbplan.2010.10.004.

Andersen, H.-E., McGaughey, R. J. and Reutebuch, S. E. (2005) "Estimating forest canopy fuel parameters using LIDAR data", *Remote sensing of Environment*. Elsevier, 94(4), pp. 441–449.

Anderson, J. R., Hardy, E. E., Roach, J. T. and Witmer, R. E. (1976) "A land use and land cover classification system for use with remote sensor data", *Professional Paper*. doi:10.3133/pp964.

Arora, A., Pandey, M., Mishra, V. N., Kumar, R., Rai, P. K., Costache, R., Punia, M. and Di, L. (2021) "Comparative evaluation of geospatial scenario-based land change simulation models using landscape metrics", *Ecological Indicators*, 128, p. 107810. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107810.

Asins Velis, S. and Sánchez Díaz, J. (2011) "Inclusión de las estrategias de control de la erosión de laderas aterrazadas en las políticas de paisaje".

Avendaño, C., Calvo, J. P., Cobo, R. & Sanz, M. E. (1994) *La modelización matemática, ajuste y contraste del coeficiente de entrega de sedimentos a los embalses. Aplicación al cálculo de la erosión de cuencas fluviales*. CEDEX. Madrid.

Badía, D., López-García, S., Martí, C., Ortiz-Perpiñá, O., Girona-García, A. and Casanova-Gascón, J. (2017) "Burn effects on soil properties associated to heat transfer under contrasting moisture content", *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 601–602, pp. 1119–1128. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.05.254.

Badía, D., Martí, C., Aguirre, A. J., Aznar, J. M., González-Pérez, J. A., De la Rosa, J. M., León, J., Ibarra, P. and Echeverría, T. (2014) "Wildfire effects on nutrients and organic carbon of a Rendzic Phaeozem in NE Spain: Changes at cm-scale topsoil", *Catena*. Elsevier B.V., 113, pp. 267–275. doi:10.1016/j.catena.2013.08.002.

Bargiel, D., Herrmann, S. and Jadczyzyn, J. (2013) "Using high-resolution radar images to determine vegetation cover for soil erosion assessments", *Journal of Environmental Management*. doi:10.1016/j.jenvman.2013.03.049.

Bastarrika, A., Alvarado, M., Artano, K., Martínez, M. P., Mesanza, A., Torre, L., Ramo, R. and Chuvieco, E. (2014) "BAMS: A tool for supervised burned area mapping using landsat data", *Remote Sensing*, 6(12), pp. 12360–12380. doi:10.3390/rs61212360.

Bermúdez, F. L. and Escudero, J. D. G. (1982) "Estimación de la erosión y aterramientos de embalses en la cuenca hidrográfica del río Segura", *Cuadernos de investigación geográfica/Geographical Research Letters*. Universidad de La Rioja, (8), pp. 3–18.

Bodoque, J. M., Pedraza, J., Martín-Duque, J. F., Sanz, M. A., Carrasco, R. M., Díez, A. and Mattera, M. (2001) "Evaluación de la degradación específica en la cuenca vertiente al embalse de Puente Alta (Segovia) mediante métodos de estimación directos e indirectos", *Revista C. & G*, 15(3–4), pp. 21–36.

Brown, C. B. (1943) "Discussion of" Sedimentation in reservoirs"", in *Proc. ASCE*.

Carrasco Gonzalez, R. M. (1999) *Geomorfología del Valle del Jerte. Las líneas maestras del paisaje*. Cáceres: Universidad de Extremadura.

Carrasco González, R. M. (1997) *Estudio geomorfológico del Valle de Jerte (sistema central español)*. Universidad Complutense de Madrid.

Carrasco González, R. M. and Pedraza Gilsanz, J. de (1992) "Fenómenos gravitacionales en el Valle del Jerte: tipologías y significado morfológico", in *Estudios de geomorfología en España: actas de la II Reunión Nacional de Geomorfología*. Murcia, 23-25 de septiembre 1992. Universidad de Murcia, pp. 435–444.

Cerdà, A. and Doerr, S. H. (2005) "Influence of vegetation recovery on soil hydrology and erodibility following fire: an 11-year investigation", *International Journal of Wildland Fire*. CSIRO Publishing, 14(4), pp. 423–437.

Chen, P. and Lian, Y. (2016) "Modeling of soil loss and its impact factors in the Guijiang Karst River Basin in Southern China", *Environmental Earth Sciences*. Springer, 75(4), p. 352.

Chuvienco, E., Yue, C., Heil, A., Mouillot, F., Alonso-Canas, I., Padilla, M., Pereira, J. M., Oom, D. and Tansey, K. (2016) "A new global burned area product for climate assessment of fire impacts", *Global Ecology and Biogeography*, 25(5), pp. 619–629. doi:10.1111/geb.12440.

Cobo, R. (2008) "Los sedimentos de los embalses españoles", *Ingeniería del agua*. IWA Publishing, 15(4), pp. 231–241.

Constantine, M. and Ogbu, K. (2015) "Assessment of soil erosion using RUSLE2 model and GIS in upper Ebonyi river watershed, Enugu", *Int J Remote Sens Geosci*, 4, pp. 7–17.

Contreras, M. A., Parsons, R. A. and Chung, W. (2012) "Modeling tree-level fuel connectivity to evaluate the effectiveness of thinning treatments for reducing crown fire potential", *Forest Ecology and Management*. Elsevier, 264, pp. 134–149.

Copernicus (2018) Copernicus Open Access Hub, European Space Agency. doi:10.1038/srep07448.

D.G de Medio Ambiente (2016) Junta de Extremadura. Available at: http://extremambiente.juntaex.es/index.php?option=com_content&view=article&id=4565:-medio-ambiente-indica-que-la-garganta-de-los-infiernos-se-recuperara-del-incendio-sin-danos-resenables&catid=38:noticias&Itemid=23.

Dissmeyer, G. E. and Foster, G. R. (1983) "Modifying the Universal Soil Loss Equation for new situations", in *Proc. of the Second International Conference on Soil Erosion and Conservation*, Honolulu, Hawaii.

Epting, J., Verbyla, D. and Sorbel, B. (2005) Evaluation of remotely sensed indices for assessing burn severity in interior Alaska using Landsat TM and ETM+, *Remote Sensing of Environment*. doi:10.1016/j.rse.2005.03.002.

Erdody, T. and Moskal, L. (2010) "Fusion of LiDAR and imagery for estimating forest canopy fuels", *Remote Sensing of Environment*. Elsevier, 114(4), pp. 725–737.

Escolà, A., Badia, N., Arnó, J. and Martínez-Casasnovas, J. A. (2017) "Using Sentinel-2 images to implement Precision Agriculture techniques in large arable fields: First results of a case study", *Advances in Animal Biosciences*, 8(02), pp. 377–382. doi:10.1017/S2040470017000784.

Eskandari, S. and Chuvieco, E. (2015) "Fire danger assessment in Iran based on geospatial information", *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. Elsevier B.V., 42(October), pp. 57–64. doi:10.1016/j.jag.2015.05.006.

Esteves, T. C. J., Kirkby, M. J., Shakesby, R. A., Ferreira, A. J. D., Soares, J. A. A., Irvine, B. J., Ferreira, C. S. S., Coelho, C. O. A., Bento, C. P. M. and Carreiras, M. A. (2012) "Mitigating land degradation caused by wildfire: Application of the PESERA model to fire-affected sites in central Portugal", *Geoderma*. Elsevier B.V., 191, pp. 40–50. doi:10.1016/j.geoderma.2012.01.001.

Fernández-Manso, A., Fernández-Manso, O. and Quintano, C. (2016) "SENTINEL-2A red-edge spectral indices suitability for discriminating burn severity", *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. Elsevier B.V., 50(April), pp. 170–175. doi:10.1016/j.jag.2016.03.005.

Ferraz, A., Bretar, F., Jacquemoud, S., Gonçalves, G., Pereira, L., Tomé, M. and Soares, P. (2012) "3-D mapping of a multi-layered Mediterranean forest using ALS data", *Remote Sensing of Environment*. Elsevier Inc., 121, pp. 210–223. doi:10.1016/j.rse.2012.01.020.

Flacke, W., Auerswald, K. and 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(4–5), pp. 383–397. doi:10.1016/0341-8162(90)90040-K.

Flores, E. (2004) *Introducción a la hidrología aplicada*. UTO-FNI-CIVIL, Oruro.

Forman, R. T. T. and Godron, M. (1981) "Patches and structural components for a landscape ecology", *BioScience*. American Institute of Biological Sciences Circulation, AIBS, 1313 Dolley ..., 31(10), pp. 733–740.

Fournier, F. (1960) *Climat et érosion: la relation entre l'érosion du sol par l'eau et les précipitations atmosphériques*. Presses universitaires de France,.

Garcia de Figueroa, L. C. and Carnicero, A. (1973) "El extremo noreste del gran dique del Alentejo-Plasencia", *Studia geologica salmanticensia*, 6, pp. 73–84.

García de Figuerola, L. C. (1963) "El dique diabásico del Norte de Extremadura", *Not. Com. Inst. Geol. Min. España*, 69, pp. 43–78.

García, M., Riaño, D., Chuvieco, E., Salas, J. and Danson, F. M. (2011) "Multispectral and LiDAR data fusion for fuel type mapping using Support Vector Machine and decision rules", *Remote Sensing of Environment*. Elsevier Inc., 115(6), pp. 1369–1379. doi:10.1016/j.rse.2011.01.017.

Gascon, F., Bouzinac, C., Thépaut, O., Jung, M., Francesconi, B., Louis, J., Lonjou, V., Lafrance, B., Massera, S., Gaudel-Vacaresse, A., Languille, F., Alhammoud, B., Viallefont, F., Pflug, B., Bieniarz, J., Clerc, S., Pessiot, L., Trémas, T., Cadau, E., De Bonis, R., Isola, C., Martimort, P. and Fernandez, V. (2017) "Copernicus Sentinel-2A calibration and products validation status", *Remote Sensing*, 9(6), pp. 1–80. doi:10.3390/rs9060584.

Gholami, V., Booij, M. J., Nikzad Tehrani, E. and Hadian, M. A. (2018) "Spatial soil erosion estimation using an artificial neural network (ANN) and field plot data", *Catena*. Elsevier, 163(April), pp. 210–218. doi:10.1016/j.catena.2017.12.027.

González-Olabarria, J. R., Rodríguez, F., Fernández-Landa, A. and Mola-Yudego, B. (2012) "Mapping fire risk in the Model Forest of Urbión (Spain) based on airborne LiDAR measurements", *Forest Ecology and Management*, 282, pp. 149–156. doi:10.1016/j.foreco.2012.06.056.

De Grandi, E. C., Mitchard, E. and Hoekman, D. (2016) "Wavelet based analysis of TanDEM-X and LiDAR DEMs across a tropical vegetation heterogeneity gradient driven by fire disturbance in Indonesia", *Remote Sensing*, 8(8). doi:10.3390/rs8080641.

Hollstein, A., Segl, K., Guanter, L., Brell, M. and Enesco, M. (2016) "Ready-to-use methods for the detection of clouds, cirrus, snow, shadow, water and clear sky pixels in Sentinel-2 MSI images", *Remote Sensing*, 8(8), pp. 1–18. doi:10.3390/rs8080666.

Horton, R. E. (1945) "Erosional development of streams and their drainage basins; hydrophysical approach to quantitative morphology", *Geological society of America bulletin*. Geological Society of America, 56(3), pp. 275–370.

Huang, C., Zhang, C., He, Y., Liu, Q., Li, H., Su, F., Liu, G. and Bridhikitti, A. (2020) "Land cover mapping in cloud-prone tropical areas using Sentinel-2 data: Integrating spectral features with Ndvi temporal dynamics", *Remote Sensing*, 12(7). doi:10.3390/rs12071163.

Hueso-González, P., Martínez-Murillo, J. F. and Ruiz-Sinoga, J. D. (2018) "Prescribed fire impacts on soil properties, overland flow and sediment transport in a Mediterranean forest: A 5 year study", *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 636, pp. 1480–1489. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.05.004.

Immitzer, M., Vuolo, F. and Atzberger, C. (2016) "First experience with Sentinel-2 data for crop and tree species classifications in central Europe", *Remote Sensing*, 8(3). doi:10.3390/rs8030166.

Jódar, J., Cabrera, J. A., Martos-Rosillo, S., Ruiz-Constán, A., González-Ramón, A., Lambán, L. J., Herrera, C. and Custodio, E. (2017) "Groundwater discharge in high-mountain watersheds: A valuable resource for downstream semi-arid zones. The case of the Bérchules River in Sierra Nevada (Southern Spain)", *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 593–594, pp. 760–772. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.03.190.

Kachamba, D. J., Ørka, H. O., Næsset, E., Eid, T. and Gobakken, T. (2017) "Influence of plot size on efficiency of biomass estimates in inventories of dry

tropical forests assisted by photogrammetric data from an unmanned aircraft system", *Remote Sensing*, 9(6), pp. 1–15. doi:10.3390/rs9060610.

Kane, V. R., Cansler, C. A., Povak, N. A., Kane, J. T., McGaughey, R. J., Lutz, J. A., Churchill, D. J. and North, M. P. (2015) "Mixed severity fire effects within the Rim fire: relative importance of local climate, fire weather, topography, and forest structure", *Forest Ecology and Management*. Elsevier, 358, pp. 62–79.

Karamage, F., Zhang, C., Liu, T., Maganda, A. and Isabwe, A. (2017) "Soil Erosion Risk Assessment in Uganda", *Forests*, 8(2), p. 52. doi:10.3390/f8020052.

Karamesouti, M., Petropoulos, G. P., Papanikolaou, I. D., Kairis, O. and Kosmas, K. (2016) "Erosion rate predictions from PESERA and RUSLE at a Mediterranean site before and after a wildfire: Comparison & implications", *Geoderma*. Elsevier B.V., 261, pp. 44–58. doi:10.1016/j.geoderma.2015.06.025.

Karmaker, A. C., Hoffmann, A. and Hinrichsen, G. (1994) "Influence of water uptake on the mechanical properties of jute fiber-reinforced polypropylene", *Journal of Applied Polymer Science*. Wiley Online Library, 54(12), pp. 1803–1807.

Khaleghpanah, N., Shorafa, M., Asadi, H., Gorji, M. and Davari, M. (2017) "Corrigendum to "Modeling soil loss at plot scale with EUROSEM and RUSLE2 at stony soils of Khamesan watershed, Iran" [*Catena* (2016) (147C) (773–788)] (S0341816216303617)(10.1016/j.catena.2016.08.039)", *Catena*. Elsevier B.V., 151, p. 259. doi:10.1016/j.catena.2016.11.012.

Van der Knijff, J. M., Jones, R. J. . and Montanarella, L. (2000) "Soil Erosion Risk Assessment in Europe", (August), p. 38. Available at: http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/ESDB_Archive/pesera/pesera_cd/pdf/ereurnew2.pdf.

Kramer, H. A., Collins, B. M., Kelly, M. and Stephens, S. L. (2014) "Quantifying ladder fuels: A new approach using LiDAR", *Forests*, 5(6), pp. 1432–1453. doi:10.3390/f5061432.

Lane, L. J. (1989) USDA-Water Erosion Prediction Project: hillslope profile model documentation. USDA-ARS, National Soil Erosion Research Laboratory.

Lasaponara, R., Proto, A. M., Aromando, A., Cardettini, G., Varela, V. and Danese, M. (2020) "On the Mapping of Burned Areas and Burn Severity Using Self Organizing Map and Sentinel-2 Data", *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 17(5), pp. 854–858. doi:10.1109/LGRS.2019.2934503.

Lawrence, P. (2004) "Sedimentation in small dams. Development of a catchment characterisation and sediment yield prediction procedure". HR Wallingford Ltd, p. 92.

López Cadenas de Llano, F. (2003) *La Ingeniería en los procesos de desertificación*. Grupo Tragsa pp:332 - 405

López Santalla, A. and López García, M. (2019) *Los incendios forestales en España, decenio 2006-2015*. Ministerio, Ministerio de Agricultura, pesca y alimentación. Ministerio. Madrid. p:116

Mandanici, E. and Bitelli, G. (2016) "Preliminary comparison of sentinel-2 and landsat 8 imagery for a combined use", *Remote Sensing*, 8(12), p. 1014. doi:10.3390/rs8121014.

Marino, E., Ranz, P., Tomé, J. L., Noriega, M. Á., Esteban, J. and Madrigal, J. (2016) "Generation of high-resolution fuel model maps from discrete airborne laser scanner and Landsat-8 OLI: A low-cost and highly updated methodology for large areas", *Remote Sensing of Environment*. Elsevier Inc., 187, pp. 267–280. doi:10.1016/j.rse.2016.10.020.

Martinez-Graña, A. M., Goy, J. L. and Zazo, C. (2015) "Dominant soil map in "Las Batuecas-Sierra De Francia" and "Quilamas" nature parks (Central System, Salamanca, Spain)", *Journal of Maps*. Taylor & Francis, 11(3), pp. 371–379. doi:10.1080/17445647.2014.960014.

Martínez-Graña, A. M., Silva, P. G., Goy, J. L., Elez, J., Valdés, V. and Zazo, C. (2017) "Geomorphology applied to landscape analysis for planning and management of natural spaces. Case study: Las Batuecas-S. de Francia and Quilamas natural parks, (Salamanca, Spain)", *Science of The Total Environment*, 584–585, pp. 175–188. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.155.

Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Arcenegui, V., Jordán, A. and Zavala, L. M. (2011) "Fire effects on soil aggregation: A review", *Earth-Science Reviews*. Elsevier B.V., 109(1–2), pp. 44–60. doi:10.1016/j.earscirev.2011.08.002.

McDonald, J., Beckett, E., Hacker, J., Morrison, P. and O'leary, M. (2020) "Seeing the landscape: Multiple scales of visualising terrestrial heritage on Rosemary Island (dampier archipelago)", *Open Quaternary*, 6(1), pp. 1–17. doi:10.5334/oq.81.

McGarigal, K., Cushman, S. and Ene, E. (2012) "FRAGSTATS v4: Programa de análisis de patrones espaciales para mapas categóricos y continuos.". Amherst: Universidad de Massachusetts. Available at: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.

Meusburger, K., Konz, N., Schaub, M. and Alewell, C. (2010) "Soil erosion modelled with USLE and PESERA using QuickBird derived vegetation parameters in an alpine catchment", *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. Elsevier B.V., 12(3), pp. 208–215. doi:10.1016/j.jag.2010.02.004.

Ministerio de Medio Ambiente (2005) *Inventario Nacional Erosion Suelos*. Tragsatec. Edited by D. G. para la Biodiversidad. Cáceres: EGRAF, S.A.p: 250

Montorio Llovería, R., Pérez-Cabello, F., García-Martín, A., Vlassova, L. and De la Riva Fernández, J. (2014) "La severidad del fuego: revisión de conceptos, métodos y efectos ambientales", *Geoecología, cambio ambiental y paisaje: homenaje al profesor José María García Ruiz*, pp. 427–440.

Moreno, J. M. (2007) "Cambio global e incendios forestales: una visión desde España", in *Actas de la 4a Conferencia Internacional sobre Incendios Forestales (CD) DGB/MMA*, Madrid.

Morgan, R.P.C. 1997. *Erosión y conservación del suelo*. Mundi-Prensa, Madrid. p: 343.

Mutlu, M., Popescu, S. C., Stripling, C. and Spencer, T. (2008) "Mapping surface fuel models using LiDAR and multispectral data fusion for fire behavior.", *Remote Sensing of Enviromental*, 112, pp. 274–285.

Navalgund, R. R., Jayaraman, V. and Roy, P. S. (2007) "Remote sensing applications: an overview", *current science*. JSTOR, pp. 1747–1766.

Navarro, G., Caballero, I., Silva, G., Parra, P.-C., Vázquez, Á. and Caldeira, R. (2017) "Evaluation of forest fire on Madeira Island using Sentinel-2A MSI imagery", *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. Elsevier B.V., 58(June), pp. 97–106. doi:10.1016/j.jag.2017.02.003.

Nogueira, J. M. P., Ruffault, J., Chuvieco, E. and Mouillot, F. (2017) "Can we go beyond burned area in the assessment of global remote sensing products with fire patch metrics?", *Remote Sensing*. Multidisciplinary Digital Publishing Institute, 9(1), p. 7.

Norman, S., Hargrove, W. and Christie, W. (2017) "Spring and Autumn Phenological Variability across Environmental Gradients of Great Smoky Mountains National Park, USA", *Remote Sensing*, 9(5), p. 407. doi:10.3390/rs9050407.

Novozhilov, V. (2017) "Fire Hazards of Some Modern Solid Fuels", *Energies*. Multidisciplinary Digital Publishing Institute, 10(1), p. 113.

Olaya Ferrero, V. (2020) *Sistemas de Información Geográfica*. 1st ed. Edited by V. Olaya, Ferrero. p: 642.

Padrón, P. A., Vargas, G. E. and Ortega, M. J. (1998) "Preliminary data from erosion experimental plots of Andisols of Tenerife (Canary Islands)", *The soil as a strategic resource: degradation processes and conservation measures*. Geoforma Ediciones, Logroño, pp. 219–227.

Panagos, P., Ballabio, C., Poesen, J., Lugato, E., Scarpa, S., Montanarella, L. and Borrelli, P. (2020) "A soil erosion indicator for supporting agricultural, environmental and climate policies in the European union", *Remote Sensing*, 12(9). doi:10.3390/RS12091365.

Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., Montanarella, L. and Alewell, C. (2015) "The new assessment of soil loss by water erosion in Europe", *Environmental science & policy*. Elsevier, 54, pp. 438–447.

Parga, J. R. and de Lage, L. G. (1969) *Sistemas de fracturas tardihercínicas del Macizo Hespérico*. (Trabajos del Laboratorio Geológico de Lage). Available at: <https://books.google.es/books?id=vQbUNQAACAAJ>.

Peng, Y. and Wang, Q. (2020) "Spatial distribution and influencing factors of settlements in the farming–pastoral ecotone of Inner Mongolia, China", *Ecosystem Health and Sustainability*, 6(1). doi:10.1080/20964129.2020.1771213.

Pérez-Cabello, F., de la Riva Fernández, J., Montorio Llovería, R. and García-Martín, A. (2006) "Mapping erosion-sensitive areas after wildfires using fieldwork, remote sensing, and geographic information systems techniques on a regional scale", *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 111(4), pp. 1–13. doi:10.1029/2005JG000148.

Pettinari, M. L. and Chuvieco, E. (2015) "Mapping of fuels and fire potentials in the African Continent using FCCS | Cartografía de combustible y potenciales de incendio en el continente Africano utilizando FCCS", *Revista de Teledetección*, 2015(43), pp. 1–10. doi:10.4995/raet.2015.2302.

Rivas-Martínez, S. and Armaiz, C. (1984) "Bioclimatología y vegetación en la Península Ibérica", *Bulletin de la Société Botanique de France. Actualités Botaniques*. Taylor & Francis, 131(2–4), pp. 110–120.

Roth, V., Nigussie, T. K. and Lemann, T. (2016) "Model parameter transfer for streamflow and sediment loss prediction with SWAT in a tropical watershed", *Environmental Earth Sciences*. Springer, 75(19), pp. 1–13.

Rubio, J. L., Forteza, J., Andreu, V. and Cerni, R. (1997) "Soil profile characteristics influencing runoff and soil erosion after forest fire: a case study (Valencia, Spain)", *Soil Technology*. Elsevier, 11(1), pp. 67–78.

Ruiz, J. M. G. (1997) "Las cuencas experimentales como base para el estudio de la erosión y la desertificación", in *El paisaje mediterráneo a través del espacio y del tiempo: implicaciones en la desertificación*. Geoforma, pp. 221–238.

Samani, A. N., Rad, F. T., Azarakhshi, M., Rahdari, M. R. and Rodrigo-Comino, J. (2018) "Assessment of the Sustainability of the Territories Affected by

Gully Head Advancements through Aerial Photography and Modeling Estimations: A Case Study on Samal Watershed, Iran", *Sustainability*, 10(8), p. 2909. doi:10.3390/su10082909.

Samanta, S., Koloa, C., Pal, D. K. and Palsamanta, B. (2016) "Estimation of potential soil erosion rate using RUSLE and E30 model", *Modeling Earth Systems and Environment*. Springer International Publishing, 2(3), p. 149. doi:10.1007/s40808-016-0206-7.

Sánchez-Sánchez, Y., Martínez-Graña, A., Santos-Francés, F. and Yenes, M. (2018) "Influence of the sediment delivery ratio index on the analysis of silting and break risk in the Plasencia reservoir (Central System, Spain)", *Natural Hazards*. Springer Netherlands, 91(3), pp. 1407–1421.

Sánchez-Sánchez, Y., Quirós, E., Durán-Barroso, P. and Martínez-Graña, A. (2019) "Selección del umbral óptimo para la separación de la lámina de agua del embalse Jerte-Plasencia a partir de Sentinel-1", in Ruiz, L. A., Javier Estornell, A. C., and Antuña-Sánchez, J. C. (eds.) *Teledetección: hacia una visión global del cambio climático*. Universida. Valladolid, pp. 501–504.

Sánchez, J. R., Mangas, V. J., Ortiz, C. and Bellot, J. (1994) "Forest fire effect on soil chemical properties and runoff", *Soil erosion as a consequence of forest fires*, Geoderma, ediciones Logroño, España, pp. 53–65.

Sánchez Sánchez, Y., Martínez-Graña, A., Santos Francés, F. and Mateos Picado, M. (2018) "Mapping wildfire ignition probability using sentinel 2 and LiDAR (Jerte Valley, Cáceres, Spain)", *Sensors (Switzerland)*, 18(3), pp. 1–18. doi:10.3390/s18030826.

Sánchez Sánchez, Y., Martínez Graña, A. and Santos- Francés, F. (2021) "Remote Sensing Calculation of the Influence of Wildfire on Erosion in High Mountain Areas", *Agronomy* . doi:10.3390/agronomy11081459.

Sánchez, Y., Martínez-Graña, A. M., Santos-Francés, F. and Yenes, M. (2019) "Index for the calculation of future wine areas according to climate change application to the protected designation of origin “Sierra de Salamanca” (Spain)", *Ecological Indicators*, 107. doi:10.1016/j.ecolind.2019.105646.

Sánchez, Y., Martínez-Graña, A., Santos-Francés, F. and Yenes, M. (2018) "Influence of the sediment delivery ratio index on the analysis of silting and break risk in the Plasencia reservoir (Central System, Spain)", *Natural Hazards*, 91(3), pp. 1407–1421.

Sanchez, Y. S. (2020) "Multitemporal Analysis of Soil Sealing and Land Use Changes Linked to Urban Expansion of Salamanca (Spain) Using Landsat Images and Soil Carbon Management as a Mitigating Tool for Climate Change", *Remote Sensing*. doi:10.3390/rs12071131.

Sholagberu, A. T., Mustafa, M. R., Yusof, K. W. and Hashim, A. M. (2017) "Geo-statistical based susceptibility mapping of soil erosion and optimization of its causative factors: A conceptual framework", *Journal of Engineering Science and Technology*, 12(11), pp. 2880–2895.

Song, Wen, Song, Wei, Gu, H. and Li, F. (2020) "Progress in the remote sensing monitoring of the ecological environment in mining areas", *International Journal of Environmental Research and Public Health*. doi:10.3390/ijerph17061846.

Spits, C., Wallace, L. and Reinke, K. (2017) "Investigating surface and near-surface bushfire fuel attributes: A comparison between visual assessments and image-based point clouds", *Sensors (Switzerland)*, 17(4). doi:10.3390/s17040910.

Strahler, A. N. (1965) "Introduction to physical geography". New York, J. Wiley and Sons. p: 455.

Swan, M., Christie, F., Steel, E., Sitters, H., York, A. and Di Stefano, J. (2020) "Ground-dwelling mammal diversity responds positively to productivity and habitat heterogeneity in a fire-prone region", *Ecosphere*, 11(9). doi:10.1002/ecs2.3248.

Terranova, O., Antronico, L., Coscarelli, R. and Iaquineta, P. (2009) "Soil erosion risk scenarios in the Mediterranean environment using RUSLE and GIS: An application model for Calabria (southern Italy)", *Geomorphology*. Elsevier B.V., 112(3–4), pp. 228–245. doi:10.1016/j.geomorph.2009.06.009.

Tucker, C. J. (1979) "Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation", *Remote Sensing of Environment*, 8(2), pp. 127–150. doi:10.1016/0034-4257(79)90013-0.

United States Department of Agriculture (USDA), 1996. Soil survey laboratory methods manual. In: *Soil Survey Investigations, Report No. 42*. U.S. Department of Agriculture, National Resources Conservation Service, National Soil Survey Centre, Washington D.C.

Verhegghen, A., Eva, H., Ceccherini, G., Achard, F., Gond, V., Gourlet-Fleury, S. and Cerutti, P. O. (2016) "The potential of sentinel satellites for burnt area mapping and monitoring in the Congo Basin forests", *Remote Sensing*, 8(12), pp. 1–22. doi:10.3390/rs8120986.

Vicente Serrano, S. M., Lasanta Martínez, T. and Cuadrat, J. M. (2000) "Transformaciones en el paisaje del Pirineo como consecuencia del abandono de las actividades económicas tradicionales". *Consejo Superior de Investigaciones Científicas (España)*. p: 111 – 113

Walkley, A., Black, I.A., 1934. An examination of the Degtjareff method for the determining soil organic matter and proposed modification of the chromic titration method. *Soil Sci.* 37, 29–38.

Whittaker, R. H. (1970) "Communities and ecosystems.", *Communities and ecosystems*. New York. p: 167

Williams, J. R. (1975) "Sediment routing for agricultural watersheds 1", *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*. Wiley Online Library, 11(5), pp. 965–974.

Wischmeier, W. H. (1959) "A rainfall erosion index for a universal soil-loss equation", *Soil Science Society of America Journal*. Wiley Online Library, 23(3), pp. 246–249.

Wischmeier, W. H. and Smith, D. D. (1965) *Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains: Guide for selection of practices for soil and water conservation*. Agricultural Research Service, US Department of Agriculture. pp: 282 - 284

Wischmeier, W. H. and Smith, D. D. (1978) "Predicting rainfall erosion losses", Agriculture handbook no. 537, (537), pp. 285–291. doi:10.1029/TR039i002p00285.

Zhang, Y., Qin, K., Bi, Q., Cui, W. and Li, G. (2020) "Landscape patterns and building functions for urban land-use classification from remote sensing images at the block level: A case study of Wuchang District, Wuhan, China", Remote Sensing, 12(11). doi:10.3390/rs12111831.

Zhao, N., Yu, F., Li, C., Wang, H., Liu, J. and Mu, W. (2014) "Investigation of rainfall-runoff processes and soil moisture dynamics in grassland plots under simulated rainfall conditions", Water. Multidisciplinary Digital Publishing Institute, 6(9), pp. 2671–2689.

6. ARTÍCULOS

Influence of the sediment delivery ratio index on the analysis of silting and break risk in the Plasencia reservoir (Central System, Spain)

Y. Sánchez¹ · A. Martínez-Graña¹ · F. Santos-Francés² · M. Yenes¹

Received: 26 February 2017 / Accepted: 11 January 2018 / Published online: 22 January 2018
© Springer Science+Business Media B.V., part of Springer Nature 2018

Abstract Erosion and the production of sediments effect the siltation of reservoirs and create large environmental problems. This work calculates the volume of sediments caused by erosion in a hydrological basin using the Revised Universal Soil Loss Equation 2 (USLE–RUSLE2), applying, or not, the sediment delivery ratio, and is compared with the volume of sediments transported using the Lawrence method. The USLE–RUSLE2 method is validated in the study area, the Jerte Valley, using the geographic information systems. The result obtained showed an erosion of 7 Tm/ha year and low risk of siltation, which suggest that the Plasencia reservoir has a long life expectancy.

Keywords Reservoir siltation · USLE–RUSLE2 · Lawrence method · Sediment delivery ratio (SDR)

1 Introduction

In Spain, one of the major environmental issues is reservoir siltation which can lead to a series of environmental, engineering and economic problems. This includes the regression of deltas, loss of reservoir volume, degradation of the aquatic ecosystem, alteration of the

¹ A. Martínez-Graña
amgranna@usal.es

Y. Sánchez
Yolanda.ss@usal.es

F. Santos-Francés
fsantos@usal.es

M. Yenes
yenes@usal.es

¹ Department of Geology, Faculty of Sciences, University of Salamanca, Plaza de la Merced s/n, 37008 Salamanca, Spain

² Department of Soil Sciences, Faculty of Environmental Sciences, University of Salamanca, Avenue Filiberto Villalobos, 119, 37007 Salamanca, Spain

longitudinal slope of the riverbed and a higher propensity for developing eutrophy. This also involves a loss of efficiency that affects both the profitability of the initial investment in the hydraulic construction and trading accounts.

Thus, in the past few decades studies have been conducted that calculate the risk of erosion and the amount of sediments in different basins and riverbeds (Martínez-Graña et al. 2014), such as the Segura basin and the Isuela River (Cruchaga 2013). In addition, there are other comparative studies analyzing the different methodologies for estimating land loss: RUSLE2015 (Panagos et al. 2015), rainfall simulation (León et al. 2015) and SWAT (Roth et al. 2016). All of these have been taken into account for developing the methodology applied in the present study.

Moreover, not all of the sediments that reach the reservoirs are stored in the same place (Bodoque et al. 2001); however, it is estimated that the reservoirs in Spain lose, on average, 0.5% of their capacity per year. Considering that in Spain the amount of water contained within reservoirs is 56 km³, in 50 years it will decrease by 25% to 44 km³.

There are no definitive solutions for either the already existing or future reservoirs, but there are preventative measures for minimizing the effects of silting processes. Regardless the measure employed information concerning the river basin, the rate of erosion of sediments and the areas that actually produce sediments is needed (Palau 2002). GIS allows the rate of erosion to be easily calculated by applying USLE–RUSLE2 and can integrate a large number of spacial cartographies (edaphological, lithological, etc.) and the distribution of each of the factors that define the basin model (Martínez-Graña et al. 2015a, b; Chen and Lian 2016; Martínez-Graña et al. 2016a, b). Identifying the areas which produce the most sediment facilitates and optimizes the effect of any of the corrective measures used by managers or those responsible, which in turn increases the life expectancy of the reservoir and reduces costs.

The aim of this study is to analyze the risk of siltation in the Plasencia reservoir in the Jerte Valley, to characterize the volume of sediments transported by the processes of hydraulic erosion and to quantify the amount of sediments in the reservoir. For this purpose, the methods and erosion indices will be calibrated and validated, and the transport of specific sediments (USLE–RUSLE2 and the Lawrence method) will be used to calculate the state of siltation or SDR.

1.1 Study area and physical environment context

The study area corresponds to the hydrological basin of the Jerte River, a tributary of the Tagus River, which includes the Plasencia reservoir in its lowest section.

The Jerte basin has a surface area of 376 km² and a difference in height of 2065 m. It is located between two mountainous areas: the Tormantos mountain range, to the southeast, and the Bejar mountain range to the northeast.

The climate produces a medium yearly precipitation with a difference of 600 mm. In the center of the basin, there is an isohyet of 1000 mm, and in the lowest part of the area, to the east, there is an isohyet of 400 mm. Most of the precipitation is in the form of rain except for the occasional snowfall. The average annual amount of river water entering into the reservoir is 324 hm³, and its capacity is 59 hm³ (Fig. 1).

The Jerte River follows the fractures of the Alentejo–Plasencia fault in a NE–SW direction. Its morpho-structure is made up of cavities and tectonic columns of plutonic materials, and the lithology is comprised of granites of two micas (Fig. 2a) and biotite granite

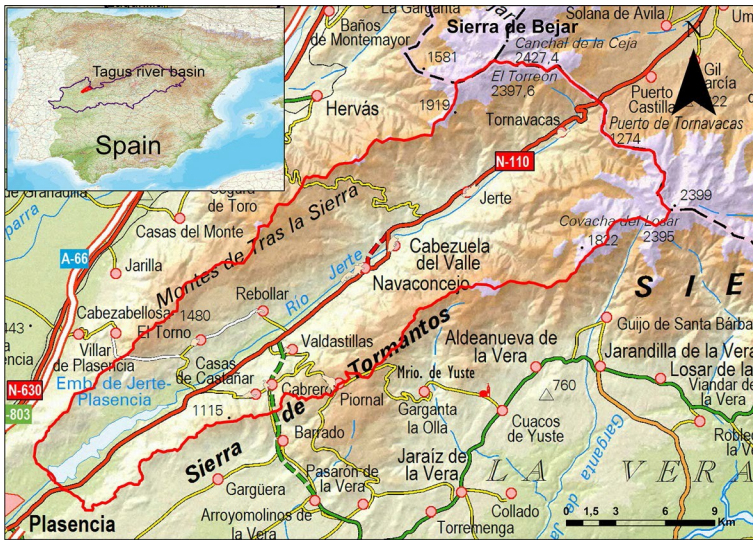


Fig. 1 Location of the Plasencia reservoir river basin

(Fig. 2b). The dolerite dikes in contact with the Alentejo–Plasencia fault are particularly noticeable (Carrasco González 1991).

The edaphology is conditioned by the high slopes and the granitic substrate, which in turn provides a sandy texture. In addition, the floors are not very developed. The cartography shows: (Fig. 2c) Chromic Cambisols and Dystric Cambisols, Chromic Luvisol, Cambic Leptosol, Dystric Regosol, Anthrosol and (Fig. 2d) Eutric Fluvisol. The land within the valley is mainly used for agricultural purposes (Fig. 2e), except for the highly sloped areas with badly developed soil, which contain shrubs and trees dispersed throughout the area (Fig. 2f).

2 Method

To calculate the life expectancy of the Plasencia reservoir, the sediment of erosion is calculated using the methods USLE–RUSLE2 and Lawrence, whereby both are compared and the percentage of sediments retained in the reservoir are calculated to estimate the life expectancy and the force that the sediment exerts on the dam (Fig. 3).

2.1 Calculation of the gross eroded sediment USLE–RUSLE2

The model used to calculate erosion is the Universal Soil Loss Equation (USLE) (Eq. 1) and its revised version (RUSLE2), which estimates the average loss of soil over long periods of time (Constantine and Ogbu 2015).

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \tag{1}$$

In Eq. 1, *A* is the average annual soil loss (Tm/ha year), *R* is the average soil erosivity factor (MJ mm/ha h year), *K* is the soil erodibility factor (Tm ha h/ha MJ mm), *L* is a

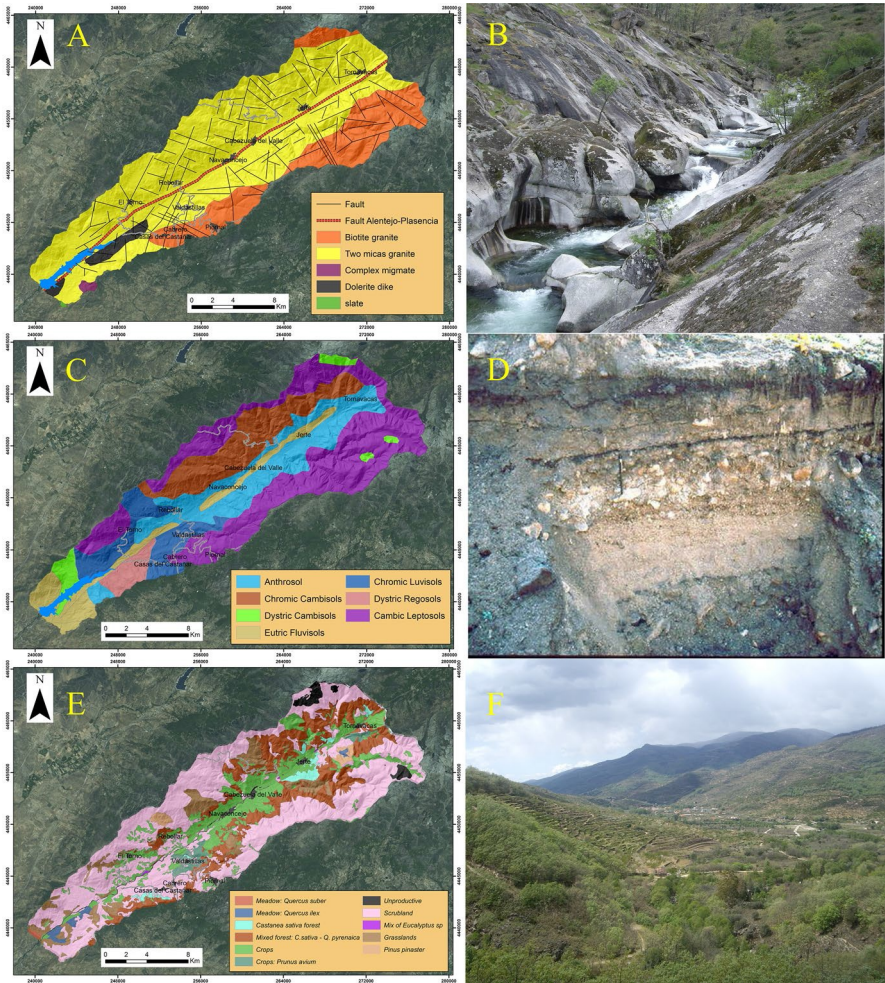


Fig. 2 Physical environment context: **a** geological cartography, **b** two-mica granite, **c** edaphological cartography, **d** eutric fluvisols, **e** vegetation cartography, **f** distribution of the Jerte Valley

soil length factor (m), S is the slope steepness factor ($^\circ$), C is the cover-management factor (dimensionless), and P is the supporting practice factor (dimensionless).

To calculate erosion, the rainfall erosivity, based on the average of precipitation, is taken into account in order to determine the erosive capacity. Erosivity constitutes the rain’s capacity to cause land erosion, which varies depending on the area where the study is carried out because of the height of the groundwater level of the soil (Zhao et al. 2014). Soil erodibility is analyzed using the textural and structural data of the edaphological profi In areas where there is no soil, the erosive susceptibility of the lithological substrate was taken into account. The susceptibility or vulnerability of the soil to erosion, or in contrast, its resistance to erosion, is infl by the physical characteristics of soil (texture, structure, permeability, etc.) and the nature of the mother rock.

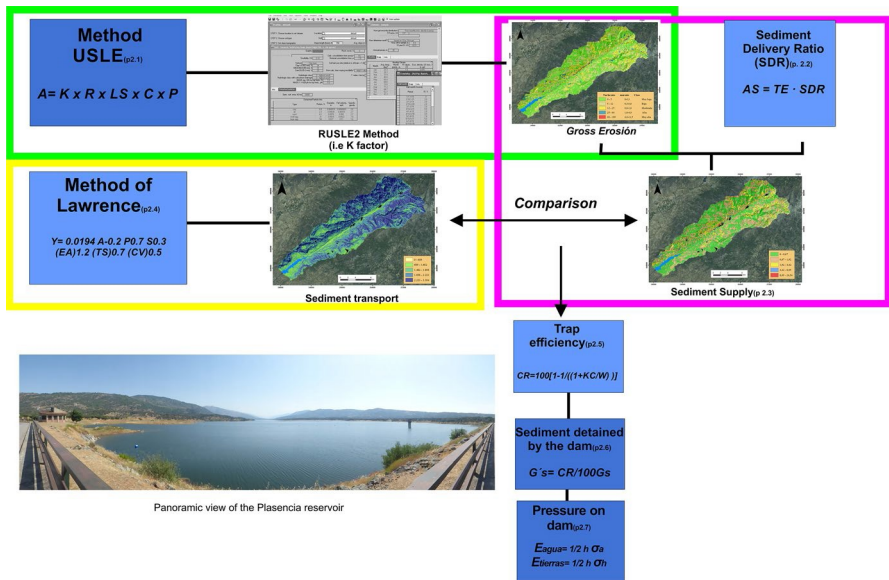


Fig. 3 Methodological development and cartography. RUSLE2 method, thrust on dam (pressure on dam, etc.) panoramic view of the Plasencia reservoir (pertains to figure)

The digital elevation model (DEM) using Laser Imaging Detection and Ranging (LIDAR) data, with a spacial resolution of 5 m/pixel, allows you to calculate slope length (L) and slope steepness (S), to estimate the soil loss.

Once the values of the previously mentioned factors were obtained, the potential for erosion was calculated using map algebra. Then, its used the values established by the Natural Resources Conservation Service (NRCS) for trees, shrubs and mixed woodlands, analyzing the percentage of cover in contact with the soil. To improve this analysis, land cover was calculated to analyze the influence of the vegetation and crop, as this would reduce the eroded volume that was taken into account.

Finally, soil conservation practices in land use were discarded so as to determine the real loss caused by natural factors.

Using GIS technology, the actual erosion of the river basin of the reservoir of Plasencia was determined (see Eq. 1).

2.2 Sediment delivery ratio of the river basin

The amount of sediments that enter into the reservoir varies depending on the size of the basin: the larger the basin, the smaller the amount of sediments deposited into the reservoir, since the bigger the surface area, the larger the areas of sedimentation are within the basin. Also, the larger the slope of the river course, in our case the Jerte River with a size 4% (Fig. 4a), the greater the pulling force. Furthermore, bifurcations within the drainage network (Fig. 4b) have an influence, as the more forks there are the greater the capacity for transport.

The sediment delivery ratio (SDR) (Eq. 2) was determined using the following equation (Avendaño et al. 1994):

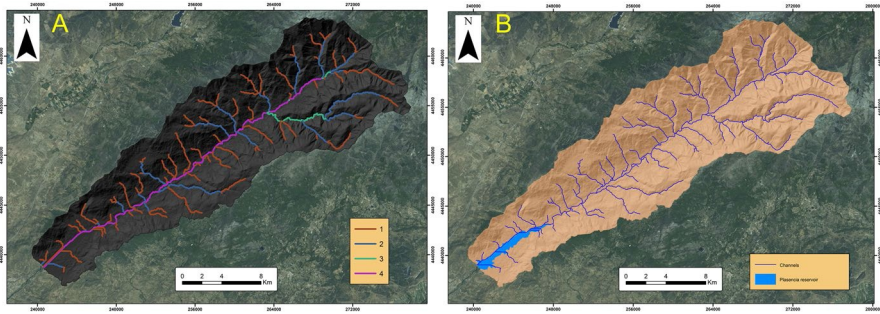


Fig. 4 Hydrology of the Jerte valley: **a** order of the channels and **b** drainage network, water channels and Plasencia reservoir

$$SDR = 36A^{-0.2} - \frac{2}{\log P} + \log BR \tag{2}$$

where SDR the total percentage of material transported into the basin that exits from the same place, A surface area (m^2), P the slope of the main course and BR the coefficient of bifurcation of the hydrographic network.

The terms that are integrated into Eq. 2 are calculated separately in order to obtain the values for area of the basin, the slope and the coefficient of the bifurcation. This was done according to Strahler (1965), for determining the size of the basins, and Horton (1945 for determining the ratio between the number of rivers with size “ j ” and the number of rivers with size “ $j + 1$ ” (Fig. 4a).

The slope was estimated by digitalizing the main course of the Jerte River basin and by rasterizing the map obtained; this in turn generated a mask with the slope map of the basin, expressed in percentages.

Using the digital land model, the drainage network (Fig. 4b) of the Jerte Valley was determined, and the directions of the hydrological flow of the slope were established in order to subsequently determine the accumulation of flow of the different areas. By establishing a minimum limit over these areas, the channels within the drainage network, and their sizes, were determined for calculating the coefficient of bifurcation.

2.3 Calculation of sediment input

The input of sediments (SI) into the reservoir is a proportion of the total amount of gross eroded sediments in the area front (TE) (obtained in Sect. 2.1). This ratio is defined as the sediment delivery ratio (SDR) (obtained in Sect. 2.2) and complies with Eq. 3:

$$SI = TE \cdot SDR \tag{3}$$

where SDR sediment delivery ratio, SI sediment input and TE volume of eroded sediments.

This procedure is validated through of the quantification carried out in others reservoirs that have developed a total backfill of accumulated sediment (Bodoque et al. 2001).

2.4 Lawrence method

The Lawrence method (Lawrence et al. 2004) (Eq. 4) is based on measurements taken of reservoirs with small basins, in the semiarid regions of the west and the south of Africa. The proposed equation is the following:

$$Y = 0.0194A^{-0.2}P^{0.7}S^{0.3}(EA)^{1.2}(TS)^{0.7}(CV)^{0.5} \tag{4}$$

where Y sedimentation expressed in Tm/km²/year, A area of the basin in km², P average annual precipitation in mm, S slope percentage, EA coefficient of active soil erosion, TS coefficient of the type of soil and drainage, CV vegetation conditions of the basin, and the coefficients EA , TS and CV are determined according to the characteristics of the basin.

2.5 Retention capacity

The capacity of the reservoir to retain materials is called trap efficiency and is expressed as a percentage (Avendaño et al. 1995). In general, reservoirs retain between 70 and 100% of the sediments coming from the basin. This parameter is calculated using empirical relationships, and for the Plasencia reservoir (Eq. 5) was used (Brown 1943), since this is the best equation adapted for headwater basin reservoirs. This equation is based on the relationship between the capacity of the basin and the surface area of the drainage basin:

$$CR = 100 \left[1 - \frac{1}{1 + \frac{KC}{W}} \right] \tag{5}$$

where CR retention capacity of the reservoir (%), W drainage area of the basin (km²), C capacity of the reservoir (thousands of m³) (5.9000 thousand m³) and K coefficient.

2.6 Volume of retained sediments within the reservoir and life expectancy

Solids transported by a river’s current are retained in the dam built on top of its riverbed, which decreases the storage capacity of the reservoir. When this reduction in volume reaches 80%, the reservoir becomes clogged and its lifespan is complete. (Flores 2004).

The first step is to calculate the sediment transport rate (G_s) according to the average sediment transport rate and the area of the basin.

Then, the annual sediment rate retained by the reservoir (Eq. 6) is calculated:

$$G_{\diamond s} = \frac{CR}{100} \cdot G_s \tag{6}$$

where $G_{\diamond s}$ rate of annual sediment retained, CR retention capacity of the reservoir (%) and G_s sediment transport rate.

Finally, to calculate the life expectancy in years (Eq. 7), considering that the dam stops functioning when more than 80% of its capacity becomes clogged, the following equation is applied:

$$\text{Life expectancy in years} = \frac{80\% \text{ of the Volume of the reservoir}}{\text{Volume load of the transport of sediment annually retained}}$$

2.7 Structural problems of the Plasencia reservoir

To calculate the force the sediments exert on the dam once the reservoir is clogged, it is first necessary to take into account the type of dam and its characteristics.

To calculate the total pressure, the pressure exerted by the water column and the sediment is calculated independently:

- Water column pressure

$$E_{\text{water}} = \frac{b \cdot h}{2} = \frac{1}{2} h \cdot l_f_a \tag{8}$$

$$o_a = y_w \cdot h \tag{9}$$

where E_{water} pressure exerted by the water (KN/m), b base (m), equivalent to l_f_a , h height (m), l_f_a horizontal component of the water pressure (KN/m²), y_w water specific weight (KN/m³).

Thus, the pressure exerted by the water column is 8850,625 KN/m.

- Sediment column pressure

To calculate the pressure exerted by soil (Eqs. 10 and 11) over an element of contention or vice versa, the following law of unit pressure can be applied:

$$E_{\text{soil}} = \frac{b \cdot h}{2} = \frac{1}{2} h \cdot l_f_h \tag{10}$$

$$l_f_h = l_f_v \cdot K_a \tag{11}$$

where E_{soil} sediment pressure (KN/m), b base (m), equivalent to l_f_h , h height (m), l_f_h horizontal component of sediment pressure (KN/m²), l_f_v vertical component of sediment pressure (KN/m²) and K_a coefficient of active pressure.

- Calculating l_f_v

To calculate l_f_v , it is necessary to know the specific effective weight of the sediment (γ') (Eq. 12) calculated using the specific weights of the water and sediment, respectively (Eq. 13), and the height of the dam.

$$\gamma' = \gamma_s - \gamma_w \tag{12}$$

$$o_v = \gamma' \cdot h \tag{13}$$

$$\gamma_s = 15.10 \text{ KN/m}^3 \text{ y } \gamma_w = 9.8 \text{ KN/m}^3.$$

- Calculating K_a

The active pressure K_a is defined as a result of the units of pressure, σ'_a , which are determined (Eq. 14) using the following formula:

$$K_a = \frac{\left[\frac{\text{cosec} \beta \cdot \text{sen} \phi}{\sqrt{\frac{\text{sen}(\beta + \phi) \cdot \text{sen}(\phi - \gamma)}}{\text{sen}(\beta - \gamma)}} \right]^2}{\left[\text{sen}(\beta + \phi) + \frac{\text{sen}(\beta - \gamma)}{\text{sen}(\phi - \gamma)} \right]} \tag{14}$$

where α^f the angle of internal friction of soil or backfilling, which in our case has a value of $\alpha^f = 30^\circ$. Since none of the sediment samples were assayed, the most common value for sand, $i = 0$, was used; since once the surface soil is clogged, the reservoir

becomes horizontal, β the angle of friction between the wall and the soil or filling. In this case, in order to be close to the security, the value of $\beta = 0$ will be given and $\alpha =$ the inclination of the backfilling.

3 Results

The cartographies generated to calculate the eroded sediment showed that the R factor, or erosivity, varied between 85.87 and 127.40 (Fig. 5a), the K factor, or erodibility, presented values between 0.02 and 0.38 (Fig. 5b), and the LS factor, which represents the parameters of length and slope decline, showed values between 0 and 13 (Fig. 5c). Using these values, an erosion potential of soil loss between 0 and 259 Tm/ha/year (Fig. 5e) was obtained. A large part of the Jerte basin presented a very high risk of erosion, with values between 69 and 259 Tm/ha/year.

Upon analyzing factor C , or vegetation, it was confirmed that the land with higher values, 0.352, corresponded to scrubland areas and pastures, and the lower values, 0.003, corresponded to land used for forestry (Fig. 5d). Conservation practices have not been taken into account for a more precise analyzes of the risk of erosion, and therefore, P was assigned a value of 1.

The real erosion, taking into account the protection of the vegetation cover, showed a soil loss of 0–189 Tm/ha/year (Fig. 5f), with an average annual loss of 7.07 Tm/ha/year or 0.47 mm, and predominately of low and very low erosion.

Considering the average slope of the Jerte River, which was 11%, and the calculation of the bifurcation coefficient (Table 1) (Strahler 1965), we obtained a sediment delivery ratio (SDR) index of 13.76%. Using the SDR index and the real erosion of the basin (Eq. 5), we determined that the input of sediments received by the Plasencia reservoir from the river basin was 0.91 Tm/ha/year. The amount of accumulated sediment has been compared with the sediment extracted from other reservoirs, presenting a relation input sediments–river basin similar.

After applying the Lawrence method for the Jerte basin and using the obtained results, we observed that the rate of transport of sediments was 1968.56 Tm/km²/year, which indicated that the amount of sediment annually accumulated was 1968.56 Tm/km²/year; thus, the predicted half-life for the Plasencia reservoir was 96 years.

The retention capacity of the Plasencia was 99.69%, calculated using the parameters of the Brown equation (Eq. 5), where 376 km² corresponded to the drainage area of the basin and a reservoir capacity of hm³. The coefficient K varied between 0.09 and 2.1 according to the exploitation regimen of the reservoir (Avendaño et al. 1994); in this case, the Plasencia dam was type 1, meaning that it always or almost always remained full and was therefore assigned a K value of 2.1.

The rate of sediment transport was 34,554,483.6 kg/year, in other words, according to the apparent density of the material caused by erosion (1510 kg/m³), 22,883.76 m³/year, generating an annual sediment rate retained for the Plasencia reservoir of hm³/year. The prediction of the rate of decline of storage of the Plasencia reservoir was equivalent to the volume of sediment that entered. The increase in volume caused by silting will be, according to the predictions, 0.024 hm³ each year. This implied that the reservoir will become clogged within approximately 1966 years from its construction, generating a silting volume of 47.2 hm³, leaving only 20% of the total volume of stored water (11.8 hm³). At present, 30 years have passed since the inauguration of the dam, where the volume of accumulated

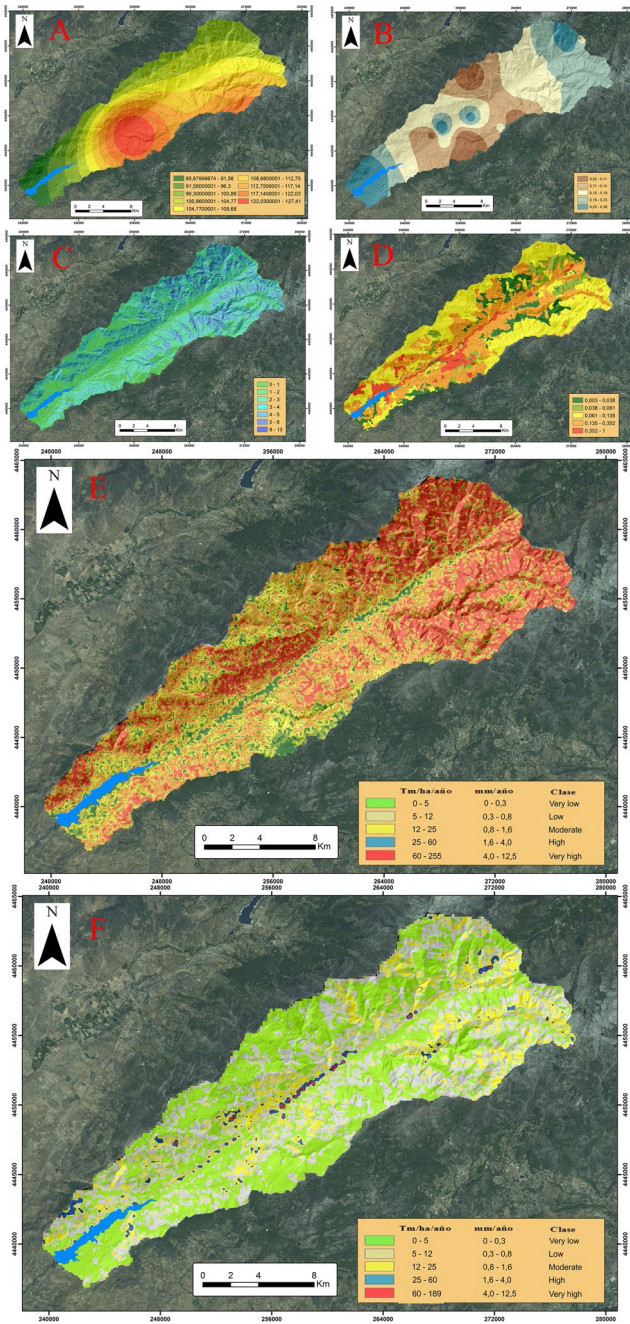


Fig. 5 Cartographic analysis using USLE–RUSLE2 to estimate the amount of sediments caused by climatic erosion: rain erosivity (a). Erodability of the soil and rocky substrate (b). Length and the slope decline (c). Vegetation factor (d). Map of the erosion potential (e) and map of real erosion (f). The color codes within the figure need to be translated

Table 1 Bifurcation coefficient

Order of the channels	Number of channels	Relation of bifurcation	Number of channels involved	Product of columns 3 and 4
1	78	4.10	97	397.70
2	19	9.50	21	199.50
3	2	2	3	6
4	1		$\Sigma = 121$	$\Sigma = 603.20$
			Bifurcation coefficient = $605.2/121 = 5.00$	

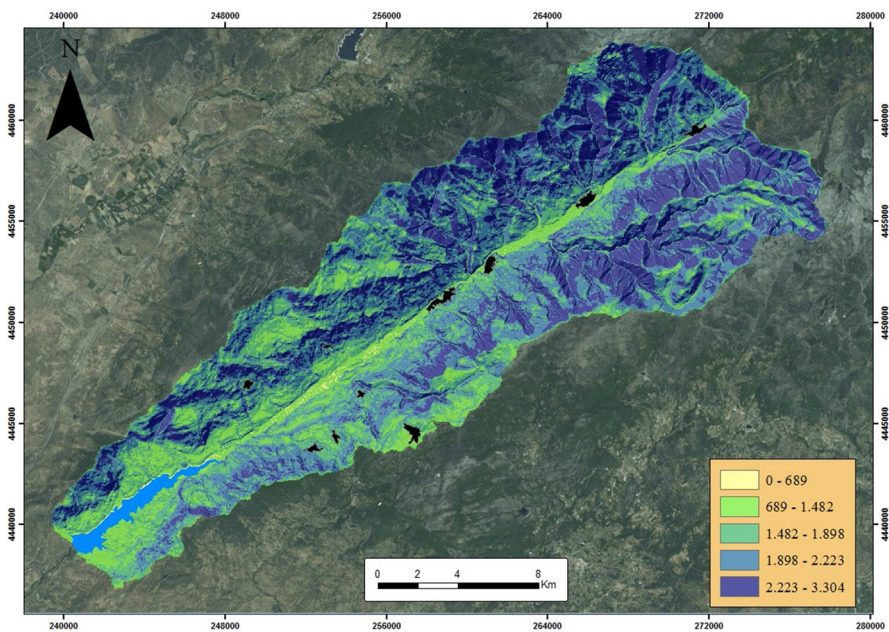


Fig. 6 Cartography of sediment transport applying the Lawrence method

sediment, according to the estimation of the model, will be 0.72 hm^3 , that is to say, of the initial 59 hm^3 approximately 58.30 hm^3 will remain available (Fig. 6).

3.1 Structural problems of the Plasencia reservoir

The dam of the Plasencia reservoir was constructed using loose material with a clay nucleus, which has a height of 42.5 m and a volume (space occupied) of 832 million m^3 , with two drains and a spillway with a capacity of $860 \text{ m}^3/\text{s}$.

Using this volume of water, we determined that the pressure exerted by the water column was 8850.625 KN/m . Then, the pressure of the column of sediment was calculated (Eqs. 10, 11), using the previously calculated vertical component of the sediment pressure, calculated l_v produced a value of 224.8 KN/m^2 and the coefficient of active pressure, where the dam had a horizontal–vertical relationship of 2:2. The internal angle of the dam

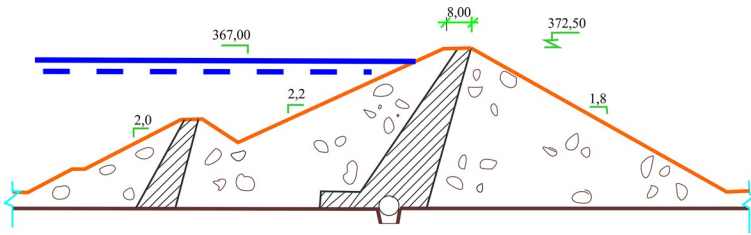


Fig. 7 Graphic diagram of the dimensions used to calculate the parameters of the dam of the Plasencia reservoir

was 25° , and therefore, the supplementary angle was 155° , that is, the tilt of the backfill (f_3) was 155° and $K_a = 1.83$ (Eq. 14) (Fig. 7), which indicated that the pressure exerted by the sediment was 8780.33 KN/m .

By adding the pressure forces of the water column and the sediment column, the exerted pressure on the dam was calculated as $17,630.95 \text{ KN/m}$, applied to 14.16 m of the lower base of the dam.

These calculations determined that the dam, once the reservoir becomes clogged, is subjected to twice the pressure exerted under normal conditions, which indicated that the possibility of rupture doubled. Aside from the pressure, the sediment increases the height of the watershed, causing the upper limit of the dam to be surpassed and the water below the reservoir to overflow, provoking a great flooding catastrophe.

4 Discussion

The methodological development showed that the water erosion of the Jerte River basin is 7 Tm/ha/year , which was validated by recent data regarding soil loss in Europe obtained by the European Environment Information and Observation Network (EIONET), after applying the model RUSLE2 on a European scale (Panagos et al. 2015). However, the input of sediments into the reservoir varies depending on if the SDR index is used or not. If SDR is not taken into account, that is to say, if we assume that all of the sediments generated by water erosion in the basin will stop at the river courses and subsequently at the reservoir, the rate of sediment transport is $707 \text{ Tm/km}^2/\text{year}$ (Table 2). The retention capacity is 99.96% , which constitutes annual accumulated sediment of $0.18 \text{ hm}^3/\text{year}$, which in turn predicts that the half-life of the Plasencia reservoir is 262 years.

If the SDR is taken into account, the rate of sediment transport is $91 \text{ T/km}^2/\text{year}$ (Table 2). Given that the capacity of retention is 99.69% , which constitutes annual accumulated sediment of $0.024 \text{ hm}^3/\text{year}$, the half-life of the Plasencia reservoir is predicted to be 1966 years. Some studies validate the results obtained for the Jerte basin using this model owing to the correlation between the silting values of our study area with those obtained in basins that show a geographical similarity to those of the Hydrographic Tajo Basin (Cobo 2008), as well as in the quantification carried out in the reservoirs that have developed a total backfill of accumulated sediment (Bodoque et al. 2001).

In addition, the Lawrence method used to determine the rate of transport sediments shows that in the Jerte basin the values obtained are very different: The rate of sediment transport is $1968.56 \text{ Tm/km}^2/\text{year}$ (Table 2), which constitutes annual accumulated sediment of $0.488612 \text{ hm}^3/\text{year}$; thus, the predicted half-life of the Plasencia reservoir is

Table 2 Results obtained using the different models: USLE/RUSLE2 method without SDR (a), USLE/RUSLE2 method with SDR (b) and the Lawrence model (c)

Method	A	B	C
	Gross erosion	CES + gross erosion	Lawrence
Sediment input (t/km ² /year)	707	91	1968.56
Basin area (km ²)	375.96	375.96	375.96
Rate of sediment transport (Gs) (kg/year)	265,803,720	34,554,483.6	740,099,000
Specific weight of the transported material (kg/m ³)	1510	1510	1510
Rate of sediment transport (m ³ /year)	176,028	22,883.76	490,132.32
Reservoir capacity (hm ³)	59	59	59
Retention coefficient	99.36	99.36	99.36
Rate of annual transport retained by the reservoir (m ³ /year)	174,902	22,737.30	488,612.90
Rate of annual transport retained by the reservoir (hm ³ /year)	0.18	0.024	0.488612
Life expectancy (years)	262	1966	96
Volume of sediment retained (hm ³)	47.2	47.2	46.90

96 years. These results obtained, only taking into account gross erosion, are not realistic as not all of the eroded sediment in the basin reaches the reservoir.

The more precise methodology, after analyzing the aforementioned results, is the USLE–RUSLE2, applying the sediment delivery ratio, which could be justify by the structure of the parcel-based system with the presence of terraces and terracing and the vegetation in the basin that slows down the runoff and the solid material entering into the channel.

Lastly, the results obtained by the Lawrence method are not accurate, given that it uses a lower number of parameters and presents a more global and general view and greater subjectivity, demonstrated by the lack of concordance with the silting values in adjacent basins.

5 Conclusions

The accuracy of a basin model implicitly carries a heterogeneity that needs to be calibrated with the parameters of the said model. Once calibrated, it is necessary to validate the calibration to establish the degree of reliability and the range of which it can be used.

This allows it to be applied to other reservoirs, establishing the degree of reliability in each case and the range of application for a particular space and time.

The procedure generated shows that the amount of sediments entering into the Plasencia reservoir in the Jerte River Valley is very low, and therefore, the risk of flooding is practically zero. The reduced water storage capacity decreases very slowly, and consequently, the predicted life expectancy is very long.

The use of predictive models, the most accurate as possible, generates great benefits for the management of hydrological, patrimonial and edaphological resources, among others. In addition, they are a primordial tool for risk prevention; this includes special collateral risks such as dam failure, flooding and other catastrophic events. The cartography generated in the model is a non-structural measure that is tremendously useful in the planning of

resources for town halls, hydrographic confederations and other organizations implicated in the land-use planning.

Although there are no definitive solutions for the processes that lead to reservoir clogging, the implementation of preventive or corrective measures that minimize the process is necessary. It is essential to establish measures that prevent clogging rates higher than those predicted by the model and to implement maintenance and monitoring plans to control siltation. This continuous monitoring of the progress of the sediments in the reservoir allows for a better understanding of the sedimentary dynamics of the basin being studied. Additionally, the models can be projected over an empirical base that permits more precise predictions to be made regarding the rate of clogging, as this can vary owing to an increase in erosion by anthropogenic causes, such as fires and abandoned crops, as well as the disappearance of terraces, or can extend the period for which preventative measure is taken.

Acknowledgements This work has been supported by the USAL research Projects CGL2012-37281-C02.01, CGL2015-67169-P and CGL2015-69919-R (MINECO-FEDER).

References

- Avendaño C, Calvo JP, Cobo R, Sanz ME (1994) La modelización matemática, ajuste y contraste del sediment delivery ratio a los embalses. Aplicación al cálculo de la erosión de cuencas fluviales. CEDEX, Madrid, p 40
- Avendaño C, Calvo JP, Cobo R, Sanz ME (1995) Procedimiento para evaluar la degradación específica de cuencas de embalses a partir de los sedimentos acumulados en los mismos. Aplicación al estudio de embalses españoles. *Ing Civ* 99:51–58
- Bodoque JM, Pedraza J, Martín-Duque JF, Sanz MA, Carrasco RM, Díez A, Mattera M (2001) Evaluación de la degradación específica en la cuenca vertiente al embalse Puente Alta (Segovia) mediante métodos de estimación directos e indirectos. *Rev C&G* 15:21–36
- Brown CB (1943) Discussion of sedimentation in reservoir by Witzig. *Am Soc Civ Eng* 109:1080–1086
- Carrasco González RM (1991) Geomorfología del Valle del Jerte. Las líneas maestras del paisaje. Universidad de Extremadura, Salamanca
- Chen P, Lian Y (2016) Modeling of soil loss and impact factors in the Guijiang Karst River Basin in Southern China. *Environ Earth Sci* 75(352):1–14
- Cobo R (2008) Los sedimentos de los embalses españoles. CEDEX. *Ing Agua* 15:231–250
- Constantine M, Ogbu K (2015) Assessment of soil erosion using RUSLE2 model and GIS in upper Ebonyi river watershed, Enugu. *Int J Remote Sens Geosci* 4:7–17
- Cruchaga P (2013) Aplicación de sistemas de información geográfica (SIG) a la estimación de la erosión en la cuenca del embalse de Arguis. *Lucas Mellada* 15:67–84
- Flores E (2004) Introducción a la hidrología aplicada. UTO-FNI-CIVIL, Oruro
- Horton RE (1945) Erosional development of stream and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. *Geol Soc Am Bull* 56:275–370
- Lawrence P, Cascio A, Goldsmith P, Abbott C (2004) Sedimentation in small dams. Development of a catchment characterization and sediment yield prediction procedure. Report OD TN 120. Department for International Development HR Wallingford, pp 1–20
- León J, Badía D, Echevarría MT (2015) Comparison of different methods to measure soil erosion in the central Ebro valley. *Cuad Investig Geogr* 41:165–180
- Martínez-Graña AM, Goy JL, Cimarra C (2015) 2D to 3D geologic mapping transformation using virtual globes and flight simulators and their applications in the analysis of geodiversity in natural areas. *Environ Earth Sci* 73(12):8023–8034
- Martínez-Graña AM, Goy JL, Zazo C (2014) Water and wind erosion risk in natural parks. A case study in “Las Batuecas-Sierra de Francia” and “Quilamas” protected parks (Central System, Spain). *Int J Environ Res* 8(1):61–68
- Martínez-Graña AM, Goy JL, Zazo C (2015) Dominant soil map in “Las Batuecas-Sierra de Francia” and “Quilamas” nature parks (Central System, Salamanca, Spain). *J Maps* 11:371–379. <https://doi.org/10.1080/17445647.2014.960014>

-
- Martínez-Graña AM, Boski T, Goy JL, Zazo C, Dabrio CJ (2016a) Coastal-flood risk management in central Algarve: vulnerability and flood risk indices (South Portugal). *Ecol Ind* 71:302–316. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.021>
- Martínez-Graña AM, Goy JL, Zazo C, Silva PG (2016b) Soil map and 3D virtual tour using a database of soil-forming factors. *Environ Earth Sci* 75(21):1–19. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-6225-x>
- Palau A (2002) La sedimentación en embalses. Medidas preventivas y correctoras. Actas de I congreso de Ingeniería civil, territorio y Medio Ambiente, Madrid, pp 847–856
- Panagos P, Borrelli P, Ballabio C (2015) The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environ Sci Policy* 54:438–447
- Roth V, Nigussie TK, Lemann T (2016) Model parameter transfer for streamflow and sediment loss prediction with SWAT in a tropical watershed. *Environ Earth Sci* 75(1321):1–13
- Strahler AN (1965) Introduction to physical geography. Wiley, New York, p 455
- Zhao N, Yu F, Li C, Wang H, Liu J, Mu W (2014) Investigation of rainfall-runoff processes and soil moisture dynamics in grassland plots under simulated rainfall conditions. *Water* 6(9):2671–2689. <https://doi.org/10.3390/w6092671>

Article

Mapping Wildfire Ignition Probability Using Sentinel 2 and LiDAR (Jerte Valley, Cáceres, Spain)

Yolanda Sánchez Sánchez ¹, Antonio Martínez-Graña ^{1,*} , Fernando Santos Francés ²  and Marina Mateos Picado ³

¹ Department of Geology, Faculty of Sciences, Plaza de la Merced s/n, University of Salamanca, 37008 Salamanca, Spain; yolanda.ss@usal.es

² Department of Soil Sciences, Faculty of Environmental Sciences, Avenue Filiberto Villalobos, 119, University of Salamanca, 37007 Salamanca, Spain; fsantos@usal.es

³ Foundation Tormes EB, Calle Toro, 37002 Salamanca, Spain; mmp@usal.es

* Correspondence: amgranna@usal.es

Received: 18 January 2018; Accepted: 7 March 2018; Published: 9 March 2018

Abstract: Wildfire is a major threat to the environment, and this threat is aggravated by different climatic and socioeconomic factors. The availability of detailed, reliable mapping and periodic and immediate updates makes wildfire prevention and extinction work more effective. An analyst protocol has been generated that allows the precise updating of high-resolution thematic maps. For this protocol, images obtained through the Sentinel 2A satellite, with a return time of five days, have been merged with Light Detection and Ranging (LiDAR) data with a density of 0.5 points/m² in order to obtain vegetation mapping with an accuracy of 88% ($\kappa = 0.86$), which is then extrapolated to fuel model mapping through a decision tree. This process, which is fast and reliable, serves as a cartographic base for the later calculation of ignition-probability mapping. The generated cartography is a fundamental tool to be used in the decision making involved in the planning of preventive silvicultural treatments, extinguishing media distribution, infrastructure construction, etc.

Keywords: Sentinel 2; LiDAR; probability of ignition; fuel model maps; wildfire; natural hazards

1. Introduction

Wildfire constitutes one of the main threats to natural areas, being a seasonal problem of permanent character [1], which has been aggravated by factors related to climate change and conditions of socio-economic vulnerability; [2] wildfire requires the performance and organization of a series of defense structure by an administration to ensure a quick and effective response [3].

The conditions of the Mediterranean climate, which is characterized by a long summer period with very unfavorable conditions in terms of both temperature and precipitation, together with the plant formations typical of the Mediterranean [4], make wildfire a recurring phenomenon in this area which is further aggravated by man-made factors in fire causality. Because of these factors, when taking actions related to managing wildfire, a preventive policy must prevail where proactive measures in times of low and medium danger are taken, providing the environment with defense infrastructures and specific forestry actions.

In the mid-1980s, techniques based on remote sensing for the study of wildfire began to be implemented. In recent years, advances in this area have focused on the subsequent analysis of the damage caused by wildfire [5,6], the degree of damage to vegetation [7] after a wildfire [8,9], clarifying the main causes of ignition [10], evaluating the state of reforestation [11] after the passage of the fire [12], or identifying active fire hotspots [13]. On the other hand, a parallel study has used satellite imagery to classify the fuel model with medium–low precision [14].

The classification of the fuel model is made according to the characteristics of the plant masses. These data were obtained through field observations published in the National Forest Inventory, which was an expensive and lengthy process [15]. However, such information can be obtained more quickly nowadays with LiDAR (Light Detection and Ranging) data [16,17], along with other remarkable information in the classifications fuel model [18] such as the vertical continuity of the tree masses [19,20], the topography characteristics [21], and the tree canopy structure [22–24]. For greater precision in the mapping of fuel models, studies have been carried out that combine the information from the multispectral images with the LiDAR data, for example in the fuel models of the BEHAVE program from the United States [25], and in simulating the behaviour of wildfire [26] when satellites are not as accessible or have less temporal and spatial resolution. From the fuel model, the mapping of the intensity of the fire [27], of the CO₂ that will be emitted [28], or of the probability of ignition occurring [29], can all be predicted by performing interpolation processes and geostatistical analysis of meteorological data and topographic characteristics [30].

In this study, remote sensing has been implemented as an analytical tool in the field of forest fires; for example, satellite images from the Sentinel 2 satellite [31] have been used to map vegetation with a resolution of 10 × 10 m. This mapping has been related to the data obtained by LiDAR [32] of the PNOA (National Plan of Aerial Orthophotography) in order to characterize the arboreal masses and topography of the study area, and later to create an analysis protocol that allows updating of this mapping to occur periodically or immediately. Additionally, it allows the creation of specialized maps (such as fuel-model and ignition-hazard maps) as a preventive measure, rather than a structural measure, in the field of forest fires in the Jerte Valley. This has, in turn, allowed the mapping of high-resolution fuel models. This geographic information science (GIS) analysis in the Jerte Valley aims to obtain a detailed, reliable, and updatable mapping of the fuel model with a minimum amount of investment.

Once the map of fuel models is obtained, the probability ignition map is also obtained, and thus the study areas are determined when priority is given to the implementation of preventive measures [33] and the centralization of the extinction resources. Fires depend on weather conditions, and therefore this index does not consider the effect of past climatic conditions, only those occurring in the present [34].

2. Materials and Methods

2.1. Study Area

The study site has an area of 376 km² and corresponds to the basin slope of the Plasencia's reservoir in the province of Cáceres. The Jerte valley (Figure 1) is located between two mountain ranges; Sierra Tormantos to the south-east, and Sierra Béjar to the north-west. The valley forms a natural corridor of communications between the southern and northern slopes.

In this valley an important protection figure, "Garganta de los Infiernos" natural reserve, is located. A morphology of steep slopes, with deep and comfortable valleys formed by runoff water, gives the landscape a natural importance.

The predominant vegetation includes orchards and irrigated arable crops (meadows), irrigated fruit trees such as cherry trees (*Prunus avium*), and insolated plots of walnuts and plums. The cherry trees occupy large areas both at the bottom of the valley and on its slopes. The grasslands are located in elevated areas, specifically heights greater than 1500 m, which usually coincide with depressions or flat ridges located between areas of scrubland and rocky outcrops. The forest area is pine forest (*Pinus pinaster*) and frequent small chestnut forests (*Castanea sativa*). In the area closest to the Plasencia's reservoir, pasture abounds, mostly formed by holm oaks and some cork oaks [35].

The climate of the Jerte valley is characterized by an annual average precipitation that varies from 1400 mm/year in high areas, such as the Tornavacas port, to 800 mm/year in the reservoir. The annual average temperature varies from 16 °C in areas with higher altitude to about 24 °C in the lowest areas in the valley. The relative humidity varies between 40% and 50%, depending on the altitude [36].

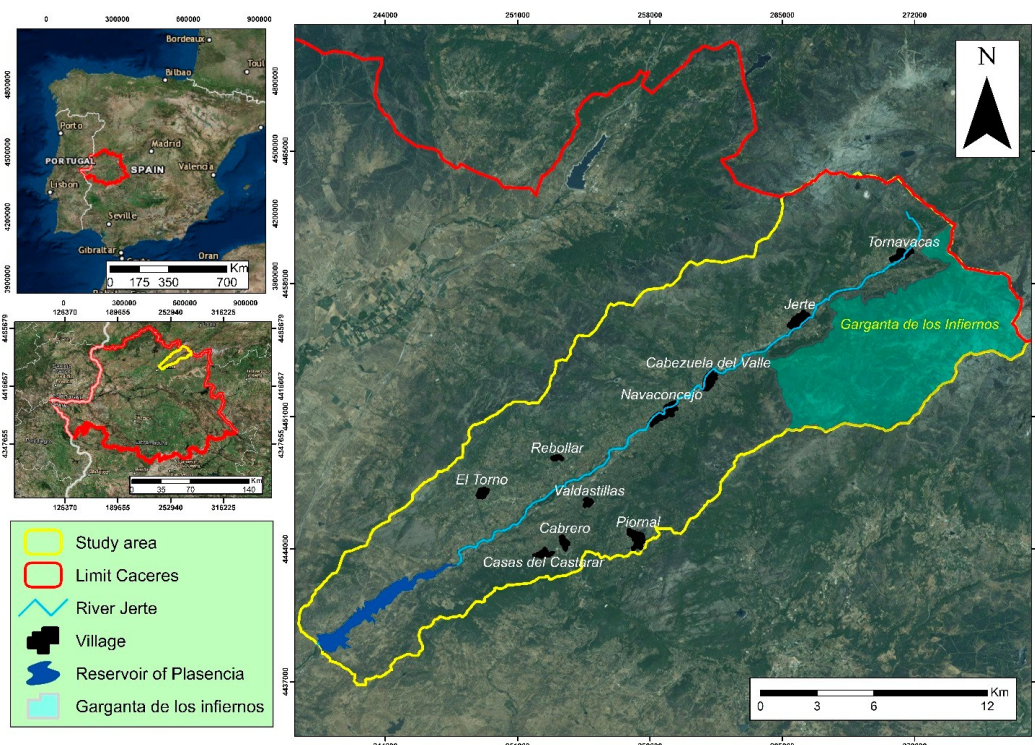


Figure 1. Location of the study area (the Jerte valley) within Cáceres (Spain).

2.2. *Materials* The climate of the Jerte valley is characterized by an annual average precipitation that varies from 1400 mm/year in high areas, such as the Tornavacas port, to 800 mm/year in the reservoir. The annual average temperature varies from 16 °C in areas with higher altitude to about 24 °C in the lowest areas in the valley. The relative humidity varies between 40% and 50%, depending on the

2.2.1. *Sentinel 2* Sentinel 2 is a mission of the European Space Agency composed of the launch of two satellites—Sentinel 2A (launched in June 2015) and Sentinel 2B (launched in March 2017). The Sentinel 2 data have been used to calculate the fuel-model map. This satellite was chosen because it is the European satellite that provides the highest spatial resolution (10 m) among those that offer free services [37] and a temporary resolution of five days. The date that the photographs were taken is 16 July 2016, since this was a time when the vegetation was in full bloom and the percentage of clouds is almost nil, thus facilitating the classification of the vegetation and the ability to obtain an image with fewer distortions [38]. The satellite has 13 spectral bands (Table 1) that range from visible and near

2.2. *Materials* Sentinel 2 is a mission of the European Space Agency composed of the launch of two satellites—Sentinel 2A (launched in June 2015) and Sentinel 2B (launched in March 2017). The Sentinel 2 data have been used to calculate the fuel-model map. This satellite was chosen because it is the European satellite that provides the highest spatial resolution (10 m) among those that offer free services [37] and a temporary resolution of five days. The date that the photographs were taken is 16 July 2016, since this was a time when the vegetation was in full bloom and the percentage of clouds is almost nil, thus facilitating the classification of the vegetation and the ability to obtain an image with fewer distortions [38]. The satellite has 13 spectral bands (Table 1) that range from visible and near

infrared wavelengths (VNIR) to short-wave infrared (SWIR) along a 290 km orbital strip [39].

free services [37] and a temporary resolution of five days. The date that the photographs were taken is 16 July 2016, since this was a time when the vegetation was in full bloom and the percentage of clouds is almost nil, thus facilitating the classification of the vegetation and the ability to obtain an image with fewer distortions [38]. The satellite has 13 spectral bands (Table 1) that range from visible and near-infrared wavelengths (VNIR) to short-wave infrared (SWIR) along a 290 km orbital strip [39].

Table 1. Radiometric and spatial resolution of Sentinel 2.

SENTINEL-2 Radiometric and Spatial Resolutions

Band Number	Name	Central Wavelength (nm)	Spatial Resolution (m)
1	aerosols	443	60
2	blue	490	10
3	green	560	10
4	red	665	10
5	NIR	705	20
6	NIR	740	20
7	NIR	783	20
8	NIR	842	10
8a	NIR	865	20
9	Water vapour	945	60
10	Cirrus detection	1375	60
11	SWIR	1610	20
12	SWIR	2190	20

2.2.2. Lidar 2 × 2

The LiDAR data has been obtained from the Spanish National Geographic Institute of the PNOA (National Plan of Aerial Orthophotography). The data of the study area were obtained in 2010 and the images (Table 2) have the calibration of the LiDAR sensor, a maximum of five returns per pulse, and a pre-classification of said returns.

Table 2. LiDAR sensor specifications.

Camera	Aerial Orthophotography
Laser spectral band	panchromatic, blue, green and red
Laser pulse density	2 points/m ²
The pixel size	0.20 m
Flying height	Maximum 3000m
Horizontal accuracy	0.30 m
Vertical accuracy	0.20m

2.2.3. Classifications of Fuel Models

The fuel models used in Spain [40] are based on the fuel models for calculating fire behaviour used by Albini [41] to develop the nomograms published in his paper “Estimating Wildfire Behavior Effects”. There are 13 models, including 11 developed by Anderson and Brown and published by Rothermel in 1972 [42], a model for dead brush developed at the suggestion of Von Johnson, and a model for southern rough developed by Albini. These are called the “(Northern Forest Fire Laboratory) NFFL fuel models” [43] and are grouped into four categories [44]: grassland, scrubland, lush leaf under trees, and remains of cut and other forestry operations Table 3.

Table 3. Characteristics of fuel models.

Type	Model	Short Description
Urban area	0	Infrastructures and towns
Grasslands	1	Fine dry grass, with possible appearance of herbaceous plants covering a smaller area up to 1/3. Fuel load from 1 to 2 T/ha
	2	Fine dry grass, with clear presence of bushes and trees that cover an area of 1/3 to 2/3. Fuel load of 5 to 10 T/ha
	3	Coarse, dense, dry and high grass (>1 m). Fuel load of 4 to 6 T/ha.
Scrubland	4	Very dense or young thicket repopulate without performances. Fuel load of 25 to 35 T/ha
	5	Dense and green undergrowth less than 0.6 m high. Fuel load of 5 to 8 T/ha.
	6	Scrub older than model 5 with heights between 0.6 y 1.2 m. Fuel load of 10 to 15 T/ha.
	7	Flammable species (heath, jars) as the understory of conifers or hardwoods. Fuel load of 10 to 15 T/ha.
Lush leaf under trees	8	Dense forest of conifers and hardwoods with compact leaf litter. Fuel load of 10 to 12 T/ha.
	9	Forests with less compact leaf litter, long-leaf conifers, and broadleaved conifers. Fuel load of 7 to 9 T/ha.
	10	Dense forest with dead wood or infected forest. Fuel load of 30 to 35 T/ha.
Remains of cut and other forestry operations	11	Clear and strongly clear forest. Fuel load of 25 to 30 T/ha.
	12	Predominance of remains on the trees. Fuel load of 50 to 80 T/ha.
	13	Accumulations of thick and heavy debris covering the ground. Fuel load of 100 to 150 T/ha.

2.3. Methods

To achieve ignition-probability mapping (Figure 2), fuel-models mapping is first needed, which is obtained using the spectral images from the Sentinel 2 satellite and from the LiDAR data. In terms of the satellite multispectral images, a supervised classification is utilized, with the samples corresponding to each one of the different vegetation categories selected in order to allow us to obtain the current vegetation mapping. Using the LiDAR data, the characteristics of the arboreal masses are obtained. On the other hand, climatic data together with the digital terrain model (DTM) are required for the calculation of fine fuel moisture. Finally, the probability of ignition is calculated.

Sensors 2018, 18, x FOR PEER REVIEW

5 of 19

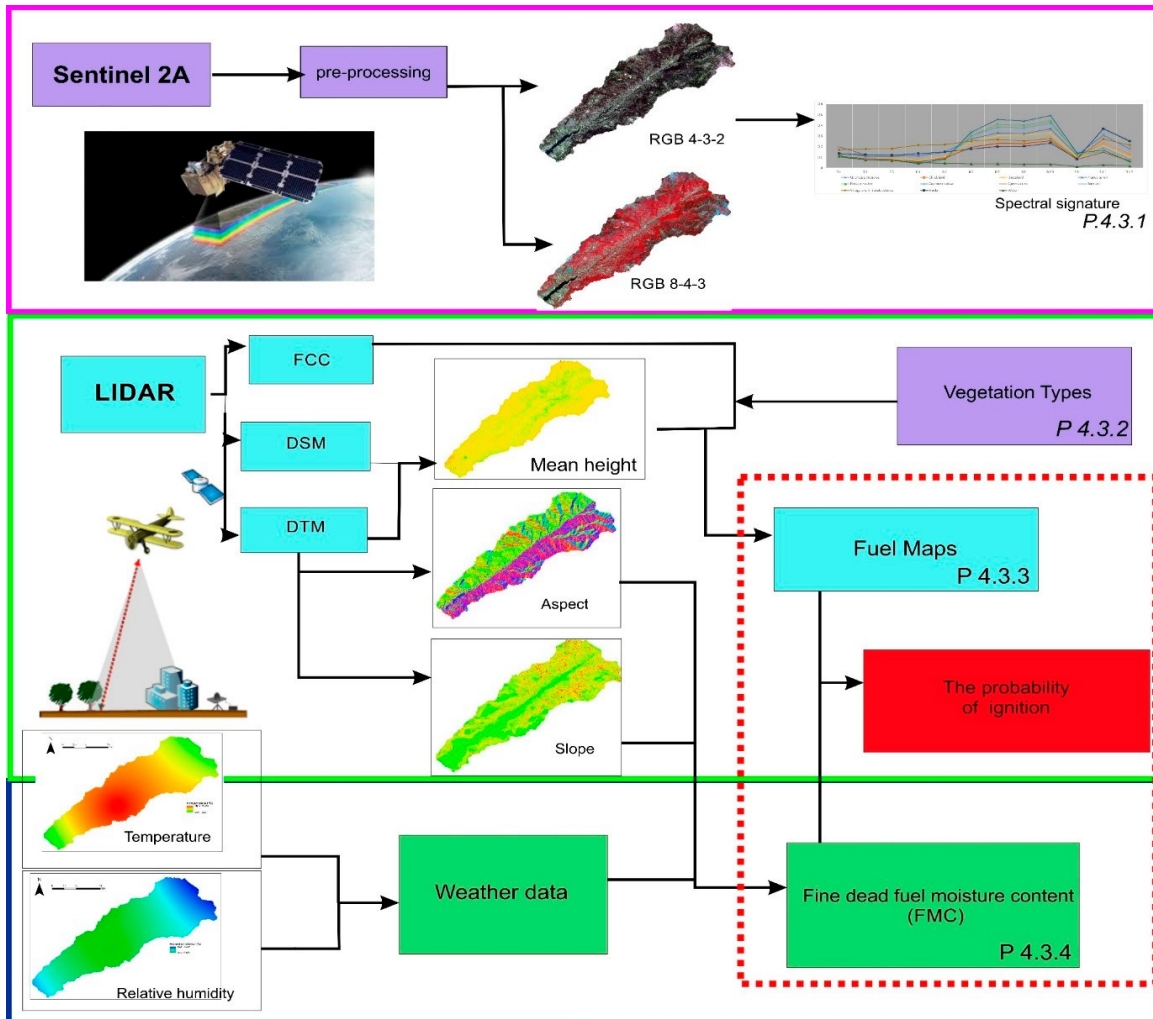


Figure 2. Methodological diagram.

Table 3. Characteristics of fuel models.

2.3.1.

Vegetation Mapping

Type	Model	Short Description
Urban area	0	Infrastructures and towns
Grassland	1	Fine dry grass, with possible appearance of herbaceous plants
Grassland	2	Fine dry grass, with clear presence of bushes and trees that cover an
Grassland	3	Coarse, dense, dry and high grass (>1 m). Fuel load of 4 to 6 T/ha.
Grassland	4	Very dense or young thicket repopulate without performances.
Grassland	5	Fuel load of 25 to 35 T/ha
Grassland	6	Dense and green undergrowth less than 0.6 m high. Fuel load of 5 to 8 T/ha.
Scrubland	7	Scrub older than model 5 with heights between 0.6 y 1.2 m. Fuel load of 10 to 15 T/ha.

work with the images, for which pre-processing has been carried out to improve their visual quality [45]. A radiometric and atmospheric calibration process [46], has been carried out using QGIS 2.18.4 Software [47] and the Semi-Automatic Classification plugin [48], which complete the calibration automatically.

Prior to this, the composition of the bands of natural color is determined. This image serves as a cartographic basis for the field demarcation of the training areas (Figure 3) [49] using GPS (global positioning system), which will allow the spectral signature to be obtained.

With the SCP plugin of the QGIS software, the average reflectance values of the different training areas are calculated, which allows us to make a combination of RGB (red-green-blue) bands with greater precision for the classification of the vegetation [50].

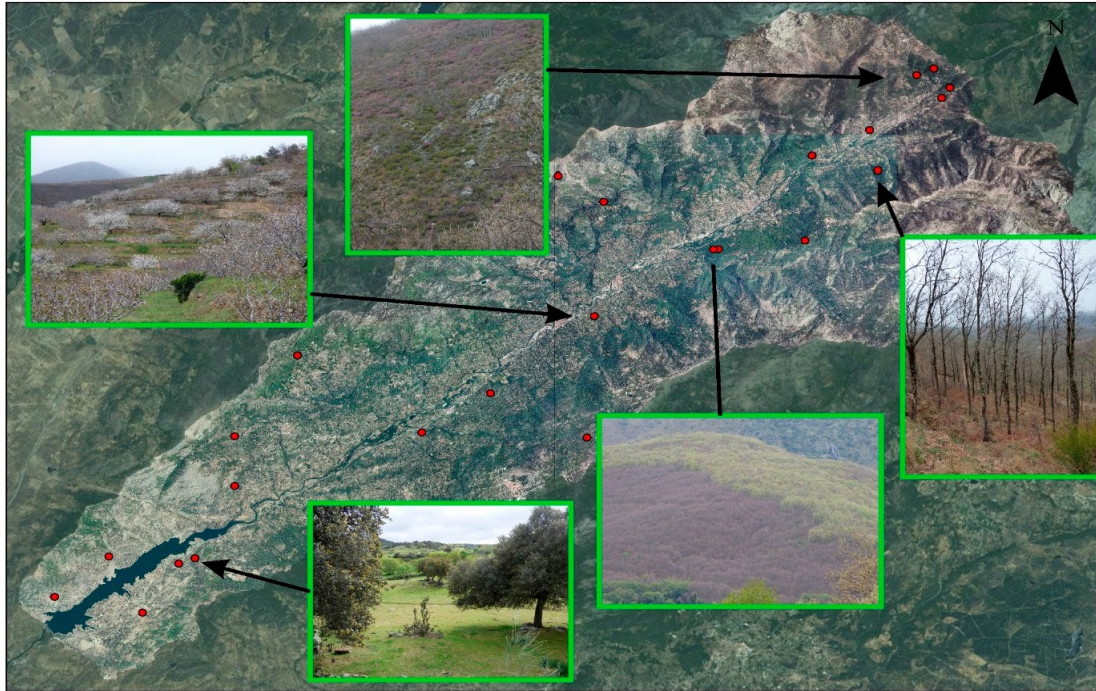


Figure 3. Situation of training areas.

Before conducting a supervised classification of the satellite images, it is useful to study the real separability of the selected categories so that they can be classified without risk of confusion. For this reason, a graph has been drawn with the spectral signature (Figure 4), which indicates the different coverage of parts of the Earth's surface by solar radiation. This figure is very useful for the purpose of providing a first assessment of the spectral trends of each category. In addition, it identifies those separability of the selected categories so that they can be classified without risk of confusion. For this spectral analysis has been drawn with the spectral signature (Figure 4), which indicates the different

Before conducting a supervised classification of the satellite images, it is useful to study the real coverage of parts of the Earth's surface by solar radiation. This figure is very useful for the purpose of providing a first assessment of the spectral trends of each category. In addition, it identifies those separability of the selected categories so that they can be classified without risk of confusion. For this spectral analysis has been drawn with the spectral signature (Figure 4), which indicates the different

Figure 4 shows the spectral signature of the different types of vegetation and land use. These have higher reflectance in the near-infrared (NIR) band (around 800-900 nm) and lower reflectance in the visible spectrum (400-700 nm). The Earth's coverage are of providing a first assessment of the spectral trends of each category. In addition, it identifies those different bands in which a peculiar behaviour with respect to the neighboring class is manifested. This band has been chosen as the combination of spectral bands where the classification of the vegetation will be made, since to differentiate the vegetation the best combination is that of an

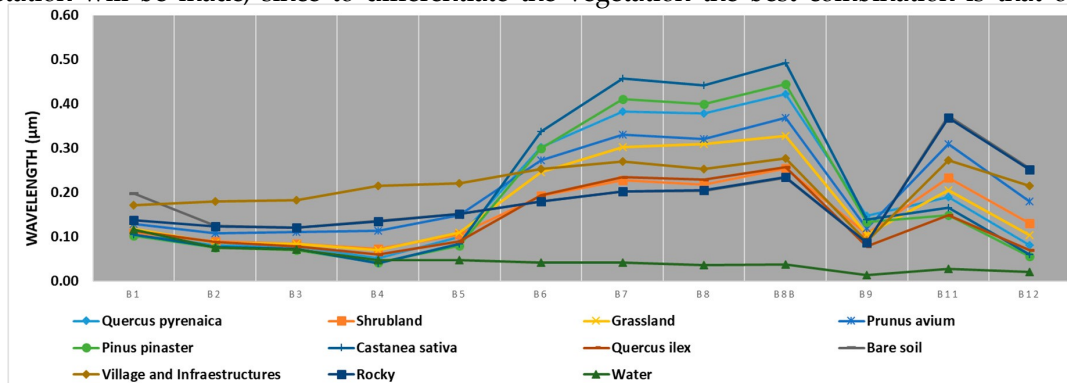


Figure 4. Spectral signature of the different types of vegetation and land uses in relation to wavelength (µm) by Sentinel 2 satellite bands.

2.3.2. Characteristics of the Arboreal Masses

In order to differentiate the arboreal masses with greater precision, a characterization of the arboreal masses was carried out via the creation of 4 rasters, with a pixel size of 2×2 m, using the following parameters: average height of the vegetation (Hm), global canopy cover fraction (FCCg), canopy cover fraction overstory (FCCc), and canopy cover fraction of undergrowth (FCCs). These

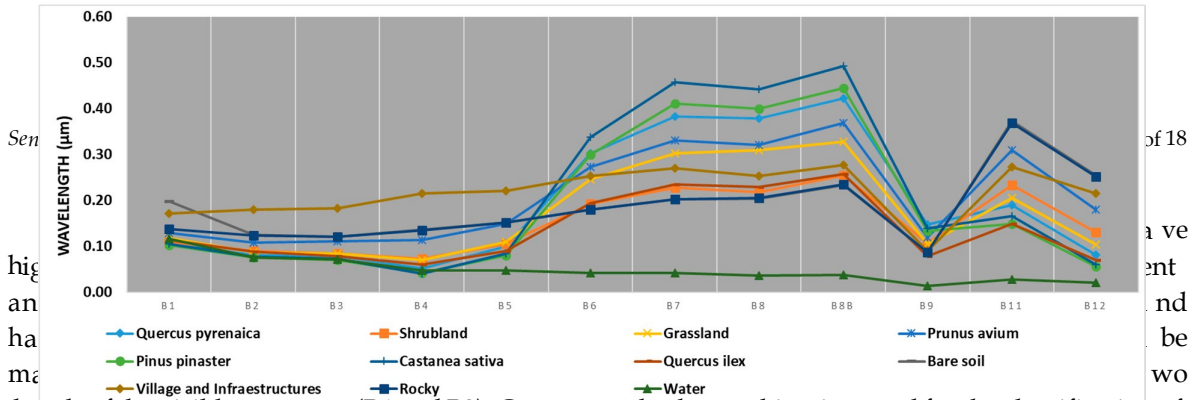


Figure 4. Spectral signature of the different types of vegetation and land uses in relation to the vegetation is 0-4-3, by means of a classification supervised by the maximum likelihood method. wavelength (μm) by Sentinel 2 satellite bands.

2.3.2. Characteristics of the Arboreal Masses

2.3.2. Characteristics of the Arboreal Masses

In order to differentiate the arboreal masses with greater precision, a characterization of the arboreal masses was carried out via the creation of 4 rasters, with a pixel size of 2×2 m, using the following parameters: average height of the vegetation (Hm), global canopy cover fraction (FCCg), canopy cover fraction overstory (FCCc), and canopy cover fraction of undergrowth (FCCs). These were obtained using the LiDAR data from the study area.

Firstly, the height of the vegetation was calculated [51]; a digital elevation model (DEM) (Figure 5A), by means of the returns from the soil class, and the digital surface model (DSM) (Figure 5B), by means of the returns from the soil class, and the digital surface model (DSM) using only the first returns, are used to accomplish this. Both models are filled in to avoid the possibility of pixels with no data. By subtracting using the Raster Calculator tool in the ArcMap 10.5 Software [52], the height of the vegetation is obtained (Figure 5C).

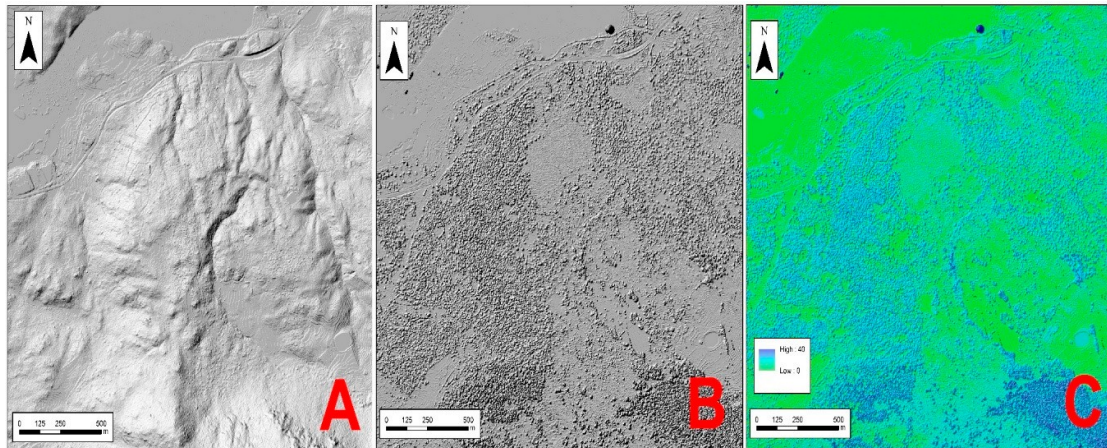


Figure 5. (A) Digital terrain model (DTM); (B) digital surface model (DSM); (C) height of the vegetation.

Then, the three types of FCC are calculated [53]. This is done by creating a LAS dataset of all returns of the soil class, and for each of the three canopy covers depending on the types of return needed (Table 4). The surface occupied by soil and vegetation is added to obtain of total surface, in this step the FCC are calculated (Figure 6).

In the LiDAR sections (Figure 7) we can see the different information provided by these data, such as fuel models 0 (for example, urban areas), compared with the increase of the arboreal density of model 1 compared with model 9, as well as its vertical continuity.

Table 4. Calculations of canopy cover fraction (FCC) types.

FCC_g	Canopy cover fraction	$\frac{S_{all \text{ returns of vegetation}}}{S_{total}}$
FCC_c	Canopy cover fraction overstory	$\frac{S_{all \text{ returns of medium and high vegetation}}}{S_{total}}$
FCC_s	Canopy cover fraction understory	$\frac{S_{1th \text{ returns of high vegetation}}}{S_{total}}$

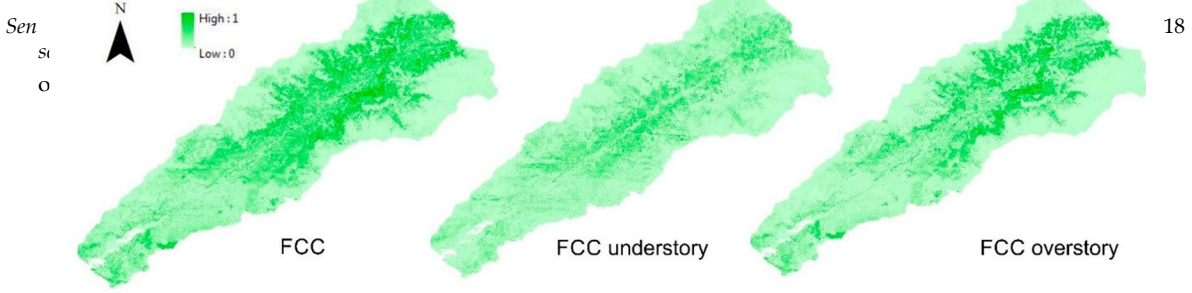


Figure 6. Types of canopy cover.

In the LiDAR sections (Figure 7) we can see the different information provided by these data, such as fuel models (for example, urban areas), which varied with the increase of the canopy density of model 1 compared with model 0. Figure 6. Types of canopy cover.

In the LiDAR sections (Figure 7) we can see the different information provided by these data, such as fuel models (for example, urban areas), which varied with the increase of the canopy density of model 1 compared with model 0.

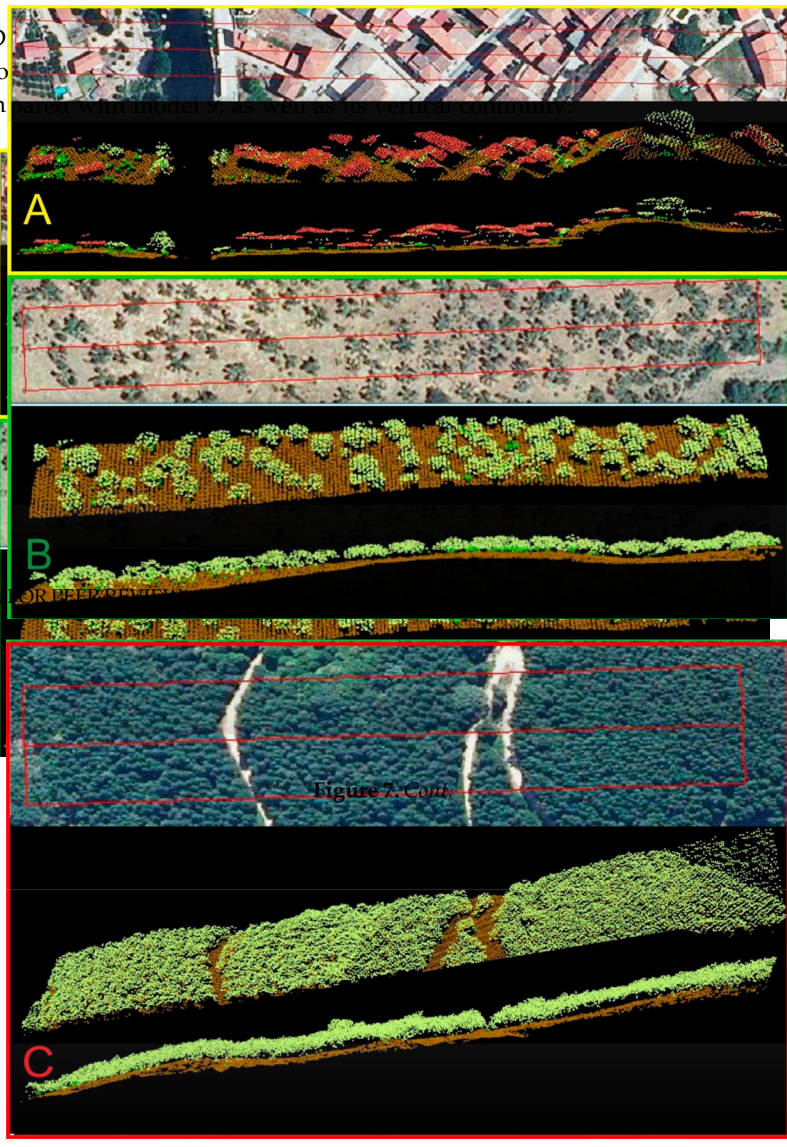
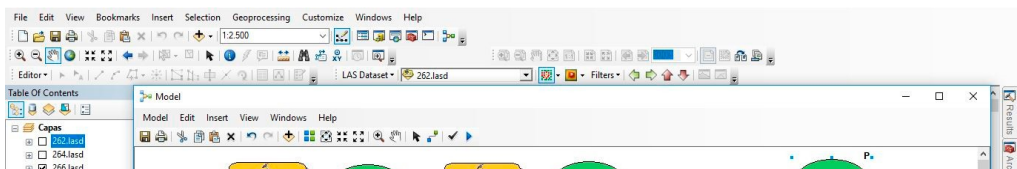


Figure 7. Canopy cover.

Figure 7. LiDAR section each section is composed by the orthophoto, The section LiDAR in oblique view and the LiDAR section in vertical view. (A) Model 0: Towns and infrastructure; (B) Model 1: FCC < 0.3; (C) Model 9: FCCc > 0.3 FCCc < 0.3. FCC < 0.3; (C) Model 9: FCCc > 0.3 FCCc < 0.3.

Automating the process by the creation of a tool with the Model Builder from ArcGIS software would allow the processing of the LiDAR data in different areas of the study area to be carried out more quickly, and this would facilitate the creation of the mapping since specialist knowledge would not be necessary and processing of LiDAR data with only GIS knowledge would be possible (Figure 8).



FCC < 0.3; (C) Model 9: FCC > 0.3 FCC < 0.3.

Automating the process by the creation of a tool with the Model Builder from ArcGIS software would allow the processing of the LiDAR data in different areas of the study area to be carried out more quickly, and this would facilitate the creation of the mapping since specialist knowledge would not be necessary and processing of LiDAR data with only GIS knowledge would be possible (Figure 8).

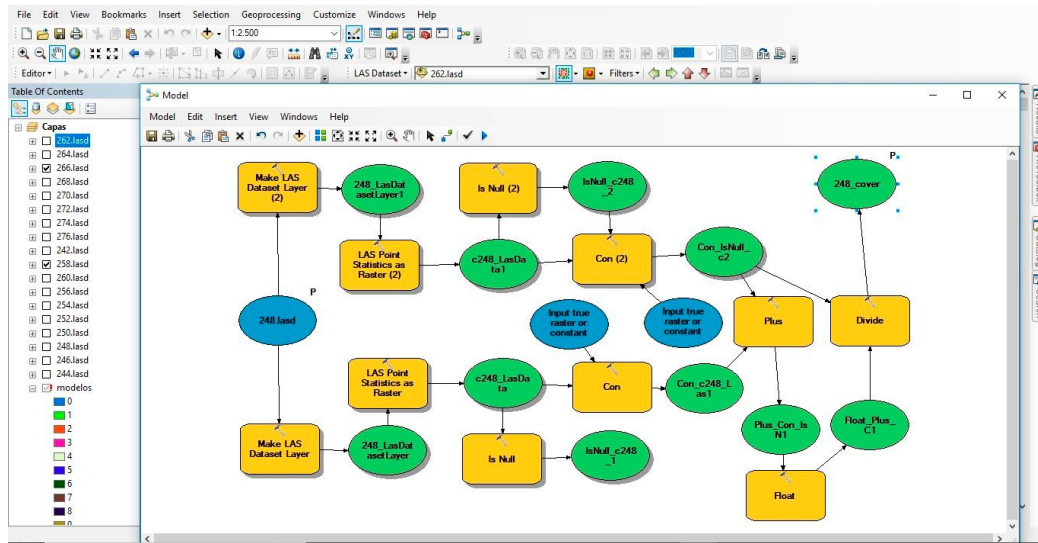


Figure 8. General calculation process of the FCC in Model Builder.

2.3.3. Creation of Fuel-Models Mapping

The applied methodology works with the decision algorithms, using the information provided by the different raster maps from the Sentinel 2 [54] to characterize the arboreal masses. The raster from the classification of images from Sentinel 2 [54], from vegetation mapping, allows automatic allocation of fuel models first to the vegetation types (grassland, scrubland, and woodland) are differentiated by the

vegetation mapping. Once the vegetation has been differentiated using the ArcGIS tool by the algorithm, the data that characterise the different arboreal masses (height of the vegetation and FCC) are extracted, since the fuel models are based on the structure and distribution of the vegetation. In order to correctly assign the types of fuel models, the following decision tree was designed (Table 5).

Table 5. Decision tree for the classification of fuel models.

	FCC < 1/3	M1
	FCC 1/3-2/3	M2
	grassland	M3
	>2 m	M4
	<0.6 m	M5
	scrubland	M6
	FCC overstory > 0.3	
	FCC understory > 0.3	M7
	0.6-2 m understory or inflammable scrubland	
	<i>P. sylvestris</i>	M8
	woodland without understory	
	FCC overstory > 0.3	
	FCC understory < 0.3	M9
	<i>Castanea sativa</i> , <i>Quercus</i> sp.; <i>P. pinaster</i>	

2.3.4. Probability Ignition Mapping

The probability of ignition is the chance that a firebrand will cause an ignition when it lands on receptive fuels. It is a hazard index designed by the Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA), [55] used since 1987. This index does not take into account the state of the living vegetation, but rather estimates the moisture content of the light and dead fuels located on the forest surface from the air temperature, relative humidity, exposure, and topography.

Creating Trend Maps from Weather Data

From the monthly data from June to September of 2016, obtained from the meteorological stations (Table 6) located in the vicinity of the study area, the maps of average temperatures and average relative humidity were created. For this purpose, the geostatistical tool Inverse Distance Weighting (IDW) is used to generate the corresponding cartography.

Table 6. Stations data.

Stations	Average Temperature (°C)	Average Humidity (%)	Coordinate X (m)	Coordinate Y (m)
Losar del Barco	20.1	52.9	285,381	4,472,220
Valdeastillas	24.5	39.8	255,607	4,447,376
Gargantilla	24.0	38.9	249,777	4,458,446
Jarandilla de la Vera	24.0	41.8	274,426	4,442,377
Aldehuela del Jerte	19.1	48.1	736,412	4,433,680

To calculate the humidity of the dead fine fuel (HCFM) (Figure 9), from the relative humidity and temperature, the reference fuel moisture tables are used. The humidity of the dead fine fuel has to be corrected according to the topography characteristics of slope and exposure. To achieve this, the slope and orientations maps are calculated with (digital terrain model) DTM and the pertinent corrections are made with the fine dead fuel moisture tables. Fuel models 8 and 9 are assigned a value of 1 to correct for the humidity of the dead fine fuel due to shading provided by a tree. The rest are assigned a value of 0. Finally, the probability of ignition, which is the probability that a fly ash or ember falling on a dead fine fuel could ignite, is calculated using the reference fuel moisture tables and fuel model mapping [56]. Equation (1) is used for this calculation:

$$\text{Reference fuel humidity} + \text{slope/orientation corrections} + \text{shading corrections} = \text{HCFM} \quad (1)$$

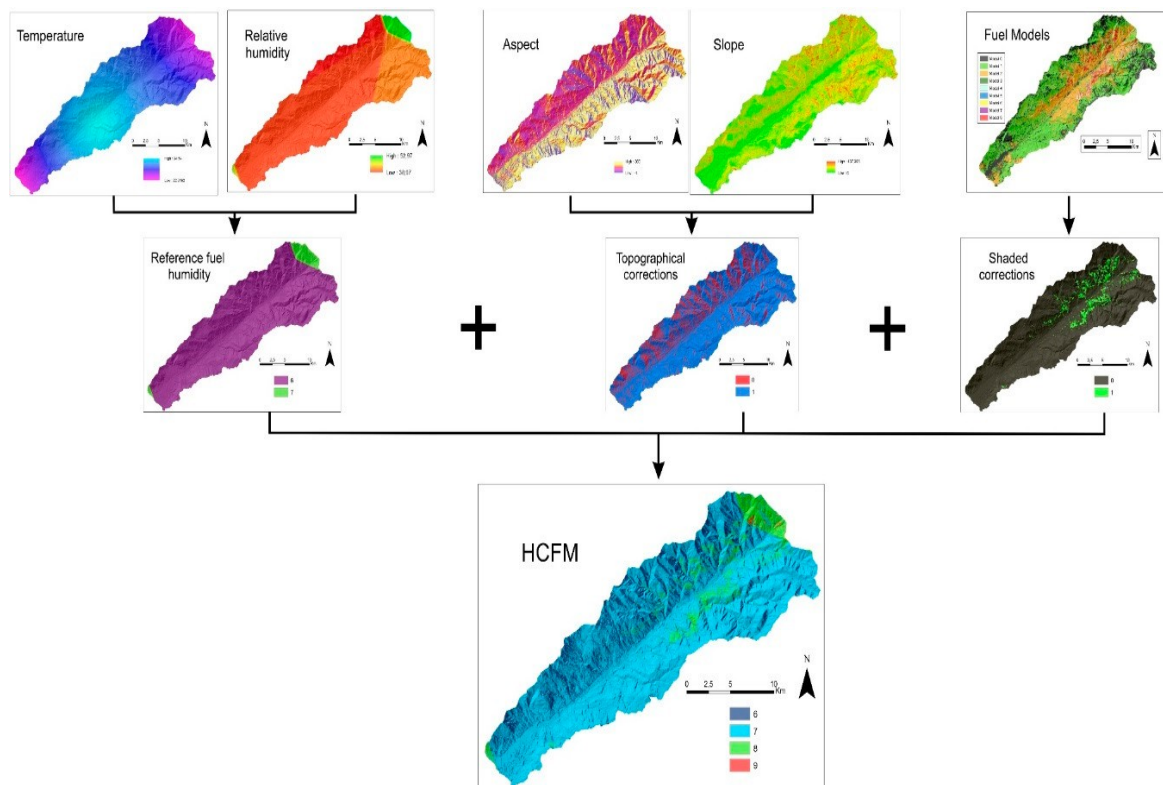


Figure 9. Humidity of the dead fine fuel (HCFM) calculation process.

Figure 9. Humidity of the dead fine fuel (HCFM) calculation process.

2.3.5. Validation

The vegetation mapping was validated in the field, with the objectives of calculating the reliability of the same after performing the supervised classification, checking that the data obtained

from the LiDAR were correct, and correcting possible anomalies.

The vegetation was verified using 50 points distributed throughout the study area in a random

2.3.5. Validation

The vegetation mapping was validated in the field, with the objectives of calculating the reliability of the same after performing the supervised classification, checking that the data obtained from the LiDAR were correct, and correcting possible anomalies.

The vegetation was verified using 50 points distributed throughout the study area in a random manner, with a minimum extension of 12 adjacent pixels belonging to the same vegetation class; 70% of these areas were used as training areas for the development of the cartography, while the remaining 30% were later used as a test to verify the accuracy of said cartography. To calculate the accuracy of the vegetation mapping, a confusion matrix was made. This is a square matrix that includes as many rows as the types of vegetation we have assigned, and as many columns as the types of vegetation to be analysed in the field. From the percentage of points corresponding to the types of vegetation assigned in relation to the total number of points, and the probability of success of the vegetation assigned in relation to the total number of points, the probability of success of the vegetation mapping was obtained. The Kappa coefficient that adjusts the effect of chance by class crossing was also calculated.

The probability ignition mapping was validated by comparing it with the historical database of wildfire corresponding to the period of climatic data used in the model.

3. Results

3.1. Vegetation Mapping

After performing the supervised classification (Figure 10) vegetation and land-use mapping with a high resolution (pixel of 10×10 m) was obtained, with which the fuel models were subsequently calculated.

Sensors 2018, 18, x FOR PEER REVIEW

12 of 19

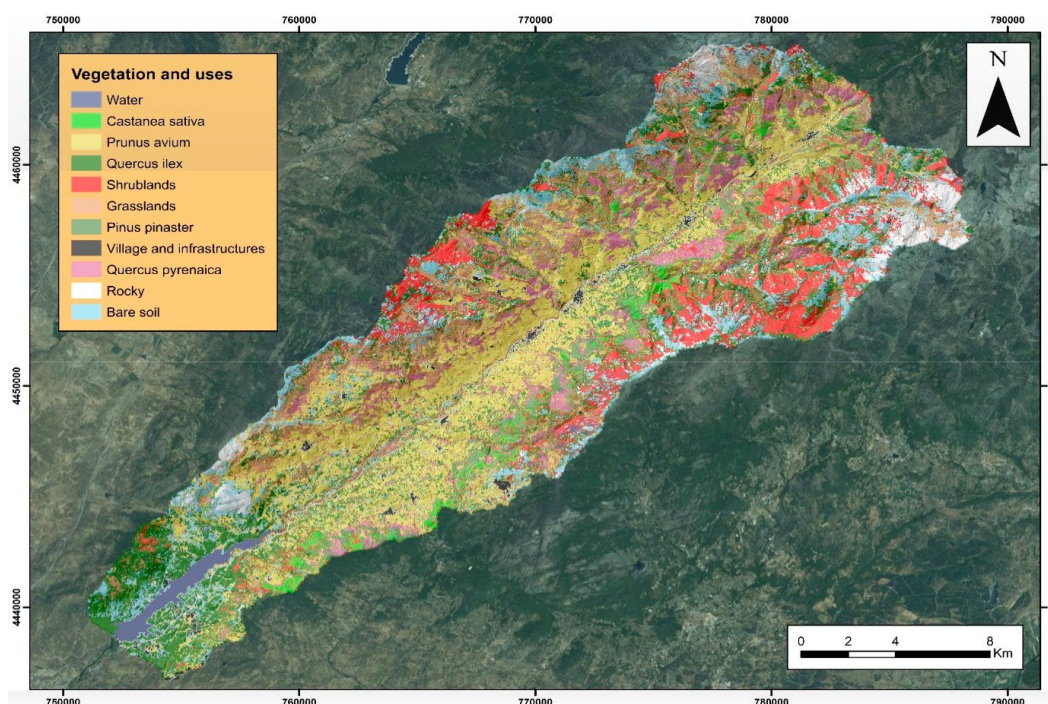


Figure 10. Land-use and vegetation mapping.
Figure 10. Land-use and vegetation mapping.

Table 7 shows the error matrix of vegetation mapping after supervised classification from the nearest neighbor. The overall accuracy was 88% (Kappa index 0.86), which is considered satisfactory in terms of accuracy since it has a large number of classes with some notable similarities between them.

In general, the user's accuracy and the producer's accuracy in the individual classes were good since they are very close the unit except specific cases. For example, the village class have a great deal of confusion with rocky class, and the rocky class have a great deal confusion with the oak trees, because it has a large amount of bare soil, of very light colours. However, there are classes with a very high producer's accuracy such as water, holm oaks, pines forest, chestnut forest, scubland and

In general, the user's accuracy and the producer's accuracy in the individual classes were good since they are very close the unit except specific cases. For example, the village class have a great deal of confusion with rocky class, and the rocky class have a great deal confusion with the oak trees, because it has a large amount of bare soil, of very light colours. However, there are classes with a very high producer's accuracy such as water, holm oaks, pines forest, chestnut forest, scrubland and grassland.

3.2. Creation of Fuel-Models Mapping

Figure 11 shows the mapping generated for the classification of fuel models. The abundant fuel model in the Jerte valley is grassland (model 1 and 2) at 73%. Model 1 is located in areas of greater altitude, in the head and inferior third of the valley, while model 2 is distributed in areas of medium and low height of the upper zones and also in the vicinity of the Plasencia reservoir.

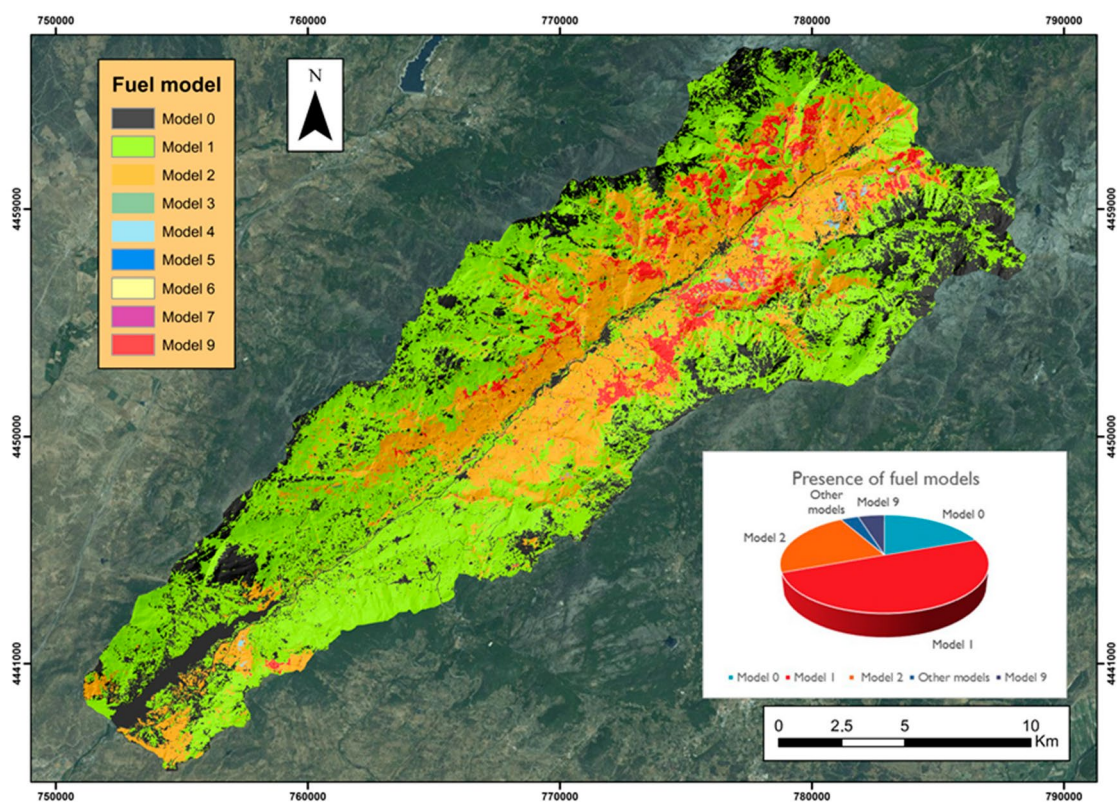


Figure 11. Fuel-models mapping.

The presence of the other fuel models—scrubland (models 4–7) and little fall (model 9)—is much smaller. Among the scrubland models, it is possible to differentiate between models with a moderate load (models 5 and 6) on the southern slope, although with a very small presence, and the load (models 5 and 6) on the southern slope, although with a very small presence, and the model with a high load (model 7), with small spots scattered in the upper half of the valley. Model 9 is located at a medium height on both slopes due to the presence of chestnut forest (*Castanea sativa*) and oak forest (*Quercus pyrenaica*).

It should be kept in mind that model 10 and the models of the remains of cut and other forestry operations (models 11–13) have not been included, since we cannot discriminate whether the remains in the undergrowth are of natural origin (pests or diseases) or due to forest holdings (forestry treatments). The assignment of the type of models associated with wooded masses would only be valid through their field verification, given the temporary nature of these disturbances.

3.3. Ignition-Probability Mapping

The results for ignition-probability mapping (Figure 12) show three differentiated zones with values between 40% and 60%.

3.3. Ignition-Probability Mapping

The results for ignition-probability mapping (Figure 12) show three differentiated zones with values between 40% and 60%.

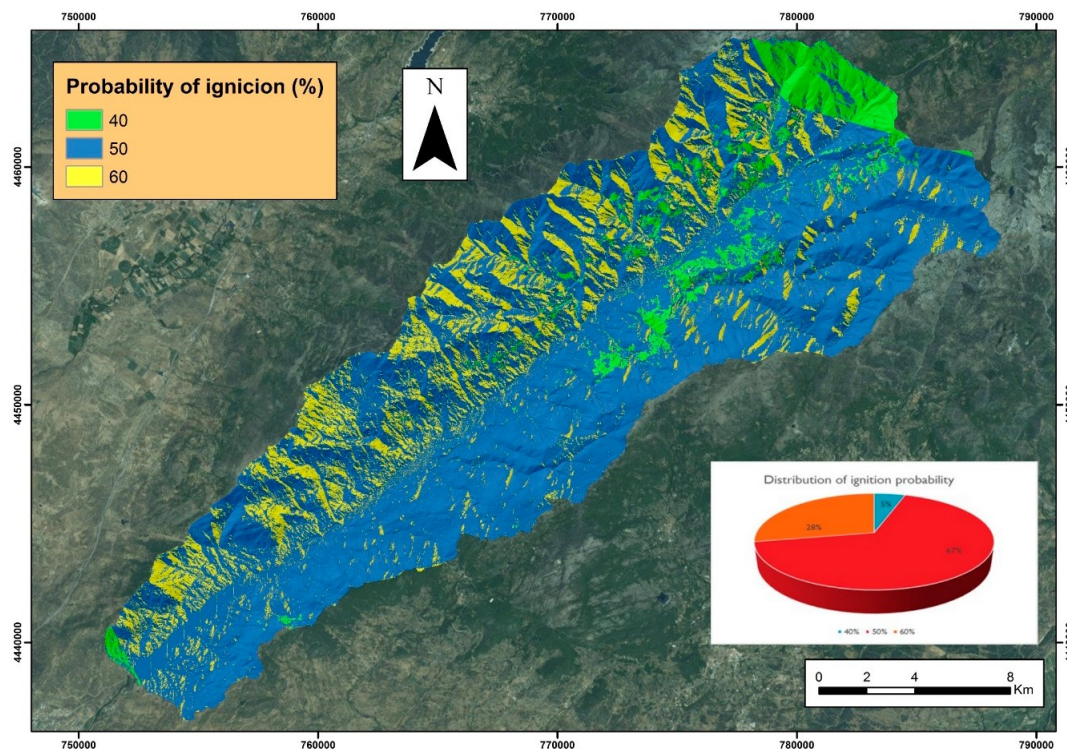


Figure 12. Probability of ignition mapping.

The areas with the highest probability of ignition correspond to a lower relative humidity, with values around 40% and within the sun's slopes. On the other hand, the lower ignition probabilities correspond to the presence of fuel model 9; that is, with oak forest and chestnut forest that provide shade to the underlying materials.

To validate the probability of ignition mapping, it was compared with the inventory of historical fire data in the study area. It was verified that there is indeed a relationship between the increase in the probability of ignition and the volume of outbreak fire. Thus, in the area with a 60% probability of ignition and the volume of outbreak fire. Thus, in the area with a 60% probability of probability of fire, there were 2.79 fires per km²; in the area corresponding to a 50% probability of fire there were 2.23 fires per km², and in areas of a probability of 40%, there were 1.94 fires per km².

The ignition-probability mapping is the base layer upon which the meteorological risk map of wildfire is built daily in the Regional Operational Centre. It is obtained by combining the probability of ignition with the wind speed, with a correction due to precipitation. The danger calculation procedure is automated on the GIS platforms, so from the presented layer of probability of ignition it is only necessary to update the daily meteorological forecasts to obtain the danger indexes.

4. Discussion

The results of the study support the importance of using remote sensing in wildfire prevention, since the proposed methodology allows us to obtain fuel-model mapping in a short time and with very high accuracy, as well as eliciting the probability of ignition of the different areas with accuracy and daily temporality.

Previous studies have shown that the use of images from Sentinel 2 has been very effective for the classification of both crops and forest vegetation [57]. It is considered a very promising tool for precision agriculture [58] because of its high spatial and temporal resolution, among other features. These images have been used for vegetation classification, obtaining an accuracy of 77% [59]. In the present study, satellite images have been merged with LiDAR data, increasing the accuracy to 88%.

Therefore, the use of both technologies in combination is optimal for forestry studies, especially in the field of wildfire. Different studies have reached similar conclusions [60], because the LiDAR information gathers vegetation height data with great accuracy [61], while the satellite images

These images have been used for vegetation classification, obtaining an accuracy of 77% [59]. In the present study, satellite images have been merged with LiDAR data, increasing the accuracy to 88%. Therefore, the use of both technologies in combination is optimal for forestry studies, especially in the field of wildfire. Different studies have reached similar conclusions [60], because the LiDAR information gathers vegetation height data with great accuracy [61], while the satellite images provide information on the texture, radiation, and information of the terrain; this range of information is very useful for mapping. It has also been shown that forestry inventories are much more precise if they have been carried out by unmanned vessels rather than by field work [62], which makes this methodology faster, more economical, and more reliable.

Once vegetation mapping of a high accuracy has been obtained, and the fuel-model mapping is generated, it becomes possible to enter the data into different programs for the calculation of the behaviour of fires while also taking into account the climatic and topographic data [63].

5. Conclusions

The methodology described in this paper allows us to obtain fuel-model mapping with a high level of detail from structural information of the vegetation, provided by LiDAR data in combination with Sentinel 2 images. This method allows the generation of fuel-model mapping of large extensions at a very low cost, given that field work is reduced to a minimum, which allows permanent ongoing updating to occur.

Furthermore, this methodology allows us to obtain high-resolution and detailed inputs (cells of 10×10 m), greater than those of any mapping used prior to this, for the purpose of developing forest fire simulation software that makes it possible to anticipate with greater certainty the behaviour of potential fires.

From this work, it is concluded that the probability determined from ignition mapping allows us to generate daily maps of the danger index based on up to date meteorological forecasts with GIS scripts. This automates the process and improves the historical cartographies of fuel models and the danger of ignition, which in turn makes it possible to assess the redistribution of operational difficulties according to the mapping outputs, especially in times of low and medium danger where the devices are not fully operational.

This mapping is a preventive measure to avoid wildfires and serves as an essential tool in the planning and management of the territory, and as a decision-making tool when planning preventive forestry treatments, construction of infrastructure, etc.

Acknowledgments: This work has been supported by the USAL research projects CGL2012-37281-C02.01, CGL2015-67169-P and CGL2015-69919-R (MINECO-FEDER).

Author Contributions: All authors were responsible for the design of the research. Y.S.S., A.M.-G. and F.S.F. developed the GIS data and analyzed the digital maps: Lidar treatment and remote sensing; and M.M.P. the index of vegetation and fuel model. All authors contributed to writing the paper and to the discussion of the analysis.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflicts of interest.

References

1. González-Delgado, J.A.; Martínez-Graña, A.M.; Civis, J.; Sierro, F.J.; Goy, J.L.; Dabrio, C.F.; Ruiz, F.; González-Regalado, M.L.; Abad, M. Virtual 3D tour of the Neogene palaeontological heritage of Huelva (Guadalquivir Basin, Spain). *Environ. Earth Sci.* **2015**, *73*, 4609–4618. [[CrossRef](#)]
2. San-Miguel Ayanz, J.; Moreno, J.; Camia, A. Analysis of large fires in European Mediterranean landscapes: Lessons learned and perspective. *Forest Ecol. Manag.* **2013**, *11–22*. [[CrossRef](#)]
3. Martínez-Graña, A.M.; González-Delgado, J.A.; Pallarés, S.; Goy, J.L.; Civis, J. 3D Virtual Itinerary for Education Using Google Earth as a Tool for the Recovery of the Geological Heritage of Natural Areas: Application in the “Las Batuecas Valley” Nature Park (Salamanca, Spain). *Sustainability* **2014**, *6*, 8567–8591. [[CrossRef](#)]

4. Koutsias, N.; Karteris, M. Classification analyses of vegetation for delineating forest fire fuel complexes in a Mediterranean test site using satellite remote sensing and GIS. *Int. J. Remote Sens.* **2003**, *24*, 3093–3104. [[CrossRef](#)]
5. Bastarrika, A.; Alvarado, M.; Artano, K.; Martinez, M.; Mesanza, A.; Torre, L.; Ramo, R.; Chuvieco, E. BAMS: A Tool for Supervised Burned Area Mapping Using Landsat Data. *Remote Sens.* **2014**, *6*, 12360–12380. [[CrossRef](#)]
6. Chuvieco, E.; Yue, C.; Heil, A.; Mouillot, F.; Alonso-Canas, I.; Padilla, M.; Tansey, K. A new global burned area product for climate assessment of fire impacts. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **2016**, 1–11. [[CrossRef](#)]
7. Sánchez, Y.; Martínez-Graña, A.; Santos Francés, F.; Yenes, M. Influence of the sediment delivery ratio index on the Analysis of silting and break risk in the Plasencia reservoir (Central System, Spain). *Nat. Hazards* **2018**. [[CrossRef](#)]
8. Fernandez-Manso, A.; Fernandez-Manso, O.; Quintano, C. SENTINEL-2A red-edge spectral indices suitability for discriminating burn severity. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* **2016**, *50*, 170–175. [[CrossRef](#)]
9. Nogueira, J.M.P.; Ruffault, J.; Chuvieco, E.; Mouillot, F. Can we go beyond burned area in the assessment of global remote sensing products with fire patch metrics? *Remote Sens.* **2016**, *9*, 7. [[CrossRef](#)]
10. Verhegghen, A.; Eva, H.; Ceccherini, G.; Achard, F.; Gond, V.; Gourlet-Fleury, S.; Omar Cerutti, P. The Potential of Sentinel Satellites for Burnt Area Mapping and Monitoring in the Congo Basin Forests. *Remote Sens.* **2016**, *8*, 986.
11. Lumbierres, M.; Méndez, P.F.; Bustamante, J.; Sorieguer, R.; Santamaría, L. Modeling Biomass Production in seasonal wetlands using MODIS NDVI Land Surface Phenology. *Remote Sens.* **2017**, *9*, 392. [[CrossRef](#)]
12. Navarro, G.; Caballero, I.; Silva, G.; Parra, P.; Vazquez, A.; Caldeira, R. Evaluation of forest fire on Madeira Island using Sentinel-2A MSI imagery. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* **2017**, *58*, 97–106. [[CrossRef](#)]
13. Schoroder, W.; Oliva, P.; Giglio, L.; Quayle, B.; Lorenz, E.; Morelli, F. Active fire detection using Landsat-8/OLI data. *Remote Sens. Environ.* **2016**, *185*, 210–220. [[CrossRef](#)]
14. Riaño, D.; Chuvieco, E.; Salas, J.; Palacios-Orueta, A.; Bastarrica, A. Generation of fuel types maps from Landsat TM Images and ancillary data in mediterranean ecosystem. *Can. J. Forest Res.* **2002**, *32*, 1301–1315. [[CrossRef](#)]
15. Mata, T.; Burriel, J.; Ibáñez, J.; Vayreda, J. *Mapas de Modelos de Combustibles y Modelos de Inflamabilidad en Cataluña*; Wildfire: Sevilla, Spain, 2007.
16. Andersen, H.E.; McGaughey, R.J.; Reutebuch, S.E. Estimating forest canopy fuel parameters using LiDAR data. *Remote Sens. Environ.* **2005**, *94*, 441–449. [[CrossRef](#)]
17. Ferraz, A.B. 3-D Mapping of a multi-layered Mediterranean forest using ALS data. *Remote Sens. Environ.* **2012**, *121*, 210–223. [[CrossRef](#)]
18. Gonzalez-Olabarria, J.; Rodriguez, F.; Fernandez-Landa, A.; Mola-Yudego, B. Mapping fires risk in the Model Forest of Urbión (Spain) based on airborne LiDAR measurements. *Forest Ecol. Manag.* **2012**, *282*, 149–156. [[CrossRef](#)]
19. Erdody, T.L.; Moskal, M. Fusion of LiDAR and imagery for estimating forest canopy fuels. *Remote Sens. Environ.* **2010**, *114*, 725–737. [[CrossRef](#)]
20. Kramer, H.C. Quantifying Ladder Fuels: A New Approach Using LiDAR. *Forest* **2014**, *5*, 1432–1453. [[CrossRef](#)]
21. Kane, V.; Cansler, C.; Povak, N.; Kane, J.; McGaughey, R.; Lutz, J.; North, M. Mixed severity fire effects within the Rim fire: Relative importance of local climate, fire weather, topography, and forest structure. *Forest Ecol. Manag.* **2015**, *358*, 62–79. [[CrossRef](#)]
22. Contreras, M.A.; Parsons, R.; Chung, W. Modeling tree-level fuel connectivity to evaluate the effectiveness of thinning treatments for reducing crown fire potential. *Forest Ecol. Manag.* **2012**, *264*, 134–149. [[CrossRef](#)]
23. Martínez-Graña, A.M.; Goy, J.L.; Cimarra, C. 2D to 3D geologic map transformation using virtual globes and flight simulators and their applications in the analysis of geodiversity in natural areas. *Environ. Earth Sci.* **2015**, *73*, 8023–8034. [[CrossRef](#)]
24. Carla De Grandi, E.; Mitchard, E.; Hoekman, D. Wavelet Based Analysis of TanDEM-X and LiDAR DEMs across a Tropical Vegetation Heterogeneity Gradient Driven by Fire Disturbance in Indonesia. *Remote Sens.* **2016**, *8*, 641. [[CrossRef](#)]
25. Mutlu, M.; Popescu, S.C.; Stripling, C.; Spencer, T. Mapping surface fuel models using LiDAR and multispectral data fusion for fire behavior. *Remote Sens. Environ.* **2008**, *112*, 274–285. [[CrossRef](#)]

26. Mutlu, M.; Popescu, S.C.; Zhao, K. Sensitive analysis of fire behaviour modelling with LiDAR- derived surface fuel maps. *Forest Ecol. Manag.* **2008**, *256*, 289–294. [[CrossRef](#)]
27. Novozhilov, V. Fire Hazards of some modern Solid Fuels. *Energies* **2017**, *10*, 113. [[CrossRef](#)]
28. Simpson, J.E.; Wooster, M.; Smith, T.E.; Triverdi, M.; Vernimmen, R.R.; Dedi, R.; Dinata, Y. Tropical Peatland Burn Depth and Combustion Heterogeneity Assessed Using UAV Photogrammetry and Airbone Lidar. *Remote Sens.* **2016**, *8*, 1000. [[CrossRef](#)]
29. Eskandari, S.C. Fire danger assessment in Iran based geospatial information. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* **2015**, *42*, 57–64. [[CrossRef](#)]
30. Martínez-Graña, A.; Boski, T.; Goy, J.L.; Zazo, C.; Dabrio, C.J. Coastal-flood risk management in central Algarve: Vulnerability and flood risk indices (South Portugal). *Ecol. Indic.* **2016**, *71*, 302–316. [[CrossRef](#)]
31. Yan, L.; Roy, D.P.; Zhang, H.; Li, J.; Huang, H. An automated approach for sub-pixel registration of landsat-8 Operational Land Imager (OLI) and Sentinel-2 Multi Spectral Instrument (MSI) Imagery. *Remote Sens.* **2016**, *8*, 520. [[CrossRef](#)]
32. Vaglio Laurin, G.; Pirotti, F.; Callegari, M.; Chen, M.; Cuozzon, G.; Lingua, E.; Papale, D. Potential ALOS2 and NDVI to Estimate Forest Above- Ground Biomass, and Comparison with LiDAR-Derived Estimates. *Remote Sens.* **2016**, *9*, 18. [[CrossRef](#)]
33. Martínez-Graña, A.M.; Goy, J.L.; De Bustamante, I.; Zazo, C. Characterisation of environmental impact on resources, using strategic assessment of environmental impact and management of natural spaces of “Las Batuecas-Sierra de Francia” and “Quilamas” (Salamanca, Spain). *Environ. Earth Sci.* **2014**, *71*, 39–51.
34. Aguado, I.; Camia, A. Fundamentos y utilización de índices meteorológicos de peligro de incendio. *Serie Geogr.* **1998**, *7*, 49–58.
35. Carrasco González, R. Geomorfología del Valle del Jerte. Las líneas Maestras del Paisaje. Diss. Ph.D. Thesis, Universidad de Extremadura, Cáceres, Spain, 2000.
36. SiAR, S.D. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Available online: <http://portal.mapama.gob.es/websiar/Inicio.aspx> (accessed on 2 May 2017).
37. Mandanici, E.; Biteli, G. Preliminary Comparison of Sentinel-2 and Landsat 8. *Remote Sens.* **2016**, *8*, 1014. [[CrossRef](#)]
38. Norman, S.P.; Hargrove, W.W.; Christie, W.M. Spring and Autumn Phenological VARIability across Enviromental Gradients of Great Smoky Mountains National, Park, USA. *Remote Sens.* **2017**, *9*, 407. [[CrossRef](#)]
39. ESA. Copernicus. (European Space Agency) Obtenido de Observing the Earth. Available online: http://www.esa.int/Our_Activities/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-2 (accessed on 3 May 2017).
40. Blanco, J.; Gracia, D.; Castellnou, M.; Grillo, F. *Curso Básico de Incendios Forestales*; Universidad de Lérida: Lérida, Spain, 2007.
41. Albin, F.A. *Estimating Wildfire Behaviour and Effects*; General Technical Report; Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and a Range Experiment Station: Ogden, UT, USA, 1976; 92p.
42. Burgan, R.; Rothermel, R. *BEHAVE: Fire Behaviur Prediction and Fuel Modelling System-Fuel Subsystem*; USDA Forest Service: Ogden, UT, USA, 1984.
43. Rothermel, R. *How to Predict the Spread and Intensity of Forest and Range Fires*; US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station: Ogden, UT, USA, 1983.
44. Anderson, H.E. *Aids to Determining Fuel Models for Estimating Fire Behaviour*; General Technical Report; US Department of Agriculture-Forest Service, Intermountain Research Station: Ogden, UT, USA, 1982; pp. 1–22.
45. Gascon, F.; Bouzinac, C.; Thepaut, O.; Jung, M.; Francesconi, B.; Louis, J.; Cadau, E. Copernicus Sentinel 2A Calibration a Products VALIDation Status. *Remote Sens.* **2017**, *9*, 584. [[CrossRef](#)]
46. Hollstein, A.S. Ready-to-Use Methods for the Detection of Clouds, Cirrus, Snow, Shadow, Water and Clear Sky Pixels in Sentinel-2 MSI Images. *Remote Sens.* **2016**, *8*, 666. [[CrossRef](#)]
47. Team, Q.D. Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Obtenido de. Available online: <http://qgis.osgeo.org> (accessed on 15 December 2016).
48. Congedo, L. Semi-Automatic Classification Plugin Documentation. Release 5.3.6.1. 2018. Available online: <https://media.readthedocs.org/pdf/semiautomaticclassificationmanual-v5/latest/semiautomaticclassificationmanual-v5.pdf> (accessed on 9 March 2018).
49. Spits, C.; Wallace, L.; Reinke, K. Investigating Surface and Near-Surface Bushfire Fuel Attributes: A Comparison between Visual Assessments and Image-Based Point Clouds. *Sensors* **2017**, *17*, 910. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]

50. Amani, M.; Salehi, B.; Mahdavi, S.; Granger, J. Spectral Analysis of wetlands in Newfoundland using Sentinel 2A and Landsat 8 imagery. In Proceedings of the IGTF 2017-Imaging & Geospatial Technology Forum: ASPRS Annual Conference, Baltimore, MD, USA, 12–16 March 2017.
51. García, M.; Riaño, D.; Chuvieco, E.; Salas, J.; Mark Danson, F. Multispectral and LiDAR data fusion for fuel type mapping using Support Vector Machine and decision rules. *Remote Sens. Environ.* **2011**, *115*, 1369–1379. [[CrossRef](#)]
52. ESRI. *ArcGIS Desktop 10.5*; Environmental Systems Research Institute: Redlands, CA, USA, 2017.
53. Marino, E.; Ranz, P.; Tomé, J.; Noriega, M.; Esteban, J.; Madrigal, J. Generation of high-resolution fuel model maps from discrete airborne laser scanner and Landsat-8 OLI: A low-cost and highly updated methodology for large areas. *Remote Sens. Environ.* **2016**, 267–280. [[CrossRef](#)]
54. Molina, D.M.; Bardají, M.; Castellnou, M. Probabilidad de Ignición, grandes incendios y dificultad de extinción. *Ecología* **1998**, *12*, 333–350.
55. Alonso-Benito, A.; Arroyo, L.; Arbelo, M.; Hernandez-Leal, P. Fusion of world View-2 and LiDAR Data to Map Fuel Types in the Canary Islands. *Remote Sens.* **2016**, *8*, 669. [[CrossRef](#)]
56. Pettinari, M.; Chuvieco, E. Cartografía de combustible y potenciales de incendios en el continente africano utilizando FCCS. *Rev. Teledetec.* **2015**, *43*, 1–10. [[CrossRef](#)]
57. Immitzer, M.V. First Experience with Sentinel-2 Data for Crop and Tree Species Classifications in Central Europe. *Remote Sens.* **2016**, *8*, 166. [[CrossRef](#)]
58. Escolà, A.; Badia, N.; Arnó, J.; Martínez-Casasnovas, J. Using Sentinel-2 imagen to implement Precision Agriculture techniques in large arable fields. First result of a case study. *Adv. Anim. Biosci.* **2017**, 377–382. [[CrossRef](#)]
59. Kupková, L.; Cervena, L.; Suchá, R.; Jakesová, L.; Zagajewski, B.; Brezina, S.; Albrechtová, J. Classification of tundra vegetation in the Krkonose Mts. National Park Using APEX, AISA Dual and Sentinel 2-a Data. *Eur. J. Remote Sens.* **2017**, *50*, 30–46. [[CrossRef](#)]
60. Liu, K.; Wang, J.; Zeng, W.; Song, J. Comparison and Evaluation of Three Methods for Estimating Forest above Ground Biomass Using TM and GLAS Data. *Remote Sens.* **2017**, *9*, 341. [[CrossRef](#)]
61. Gopalakrishnan, R.; Thomas, V.A.; Coulston, J.W.; Wynne, R.H. Prediction of Canopy Heights over a Large Region Using Heterogeneous Lidar Dataset: Efficacy and Challenges. *Remote Sens.* **2015**, *7*, 11036–11060. [[CrossRef](#)]
62. Jones Kachamba, D.; Ole Orka, H.; Naesset, E.; Eid, T.; Gobakken, T. Influence of Plot Size on Efficiency of Biomass Estimates in Inventories of Dry Tropical Forest Assisted by Photogrammetric Data from an Unmanned Aircraft System. *Remote Sens.* **2017**, *9*, 610. [[CrossRef](#)]
63. Lucrecia Pettinari, M.; Chuvieco, E. Fire Behavior Simulation from Global Fuel and Climatic Information. *Forest* **2017**, *8*, 179. [[CrossRef](#)]



Article

Remote Sensing Calculation of the Influence of Wildfire on Erosion in High Mountain Areas

Yolanda Sánchez Sánchez ^{1,*} , Antonio Martínez Graña ¹  and Fernando Santos- Francés ²

¹ Department of Geology, Faculty of Sciences, University of Salamanca, Plaza de la Merced s/n, 37008 Salamanca, Spain; amgranna@usal.es

² Department of Soil Sciences, Faculty of Environmental Sciences, University of Salamanca, Avenue Filiberto Villalobos 119, 37007 Salamanca, Spain; fsantos@usal.es

* Correspondence: yolanda.ss@usal.es

Abstract: Soil erosion is one of the most important environmental problems of the moment, especially in areas affected by wildfires. In this paper, we study pre-fire and post-fire erosion using remote sensing techniques with Sentinel-2 satellite images and LiDAR. The Normalized Burn Ratio is used to determine the areas affected by the fire that occurred on 18 August 2016 in the Natural Reserve of Garganta de los Infiernos (Cáceres). To calculate the erosion, the multi-criteria analysis is carried out from the RUSLE. Once all calculations were performed, there was a considerable increase in sediment production from 16 June 2016 (pre-fire) with an erosion of 31 T/ha·year to 16 June 2017 of 74 T/ha·year for areas of moderate fire severity, and an increase from 11 T/ha·year in 2016 to 70 T/ha·year for areas with a very high severity. From the NDVI, it was possible to verify that this also affected the recovery of post-fire vegetation, decreasing the NDVI index 0.36 in areas of moderate severity and 0.53 in areas of very high severity.



Citation: Sánchez Sánchez, Y.; Martínez Graña, A.; Santos- Francés, F. Remote Sensing Calculation of the Influence of Wildfire on Erosion in High Mountain Areas. *Agronomy* **2021**, *11*, 1459. <https://doi.org/10.3390/agronomy11081459>

Academic Editor: Massimo Fagnano

Received: 23 June 2021

Accepted: 20 July 2021

Published: 22 July 2021

Publisher's Note: MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



Copyright: © 2021 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Keywords: vegetation dynamics; RUSLE; sentinel-2; soil erosion; wildfire

1. Introduction

Research on soil erosion has been carried out for decades [1–3] because it is perceived as one of the most important environmental problems in the world, especially in high mountain regions with a Mediterranean climate since they have a high rainfall intensity, frequent outcrops of soft and weatherable rocks and scarce vegetation cover. This combination constitutes a favorable framework for natural soil erosion, which is aggravated by strong human pressure from certain activities that imply a change in vegetation, land use and soil properties. Consequently, soil loss increases exponentially giving rise to so-called anthropogenic erosion [4]. Given this problem, a particularly pressing issue is the quantification of erosion; different methods have been studied for its calculation: MUSLE [5], PESERA [6,7], Eurosem [8], Artificial Neural Network [9] and USLE [10]. In recent years, these methods have been integrated into Geographic Information Systems (GIS) to increase the accuracy of the calculation [11].

One of the most important causes in the acceleration of erosion rates are forest fires [12] since they represent a very abrupt disappearance of the vegetation cover, leaving the soil bare for weeks or months, increasing the production of runoff and sediment [13]. For this purpose, different indexes have been studied to evaluate the damage caused by forest fires, among them the NBR (Normalized Burn Ratio) [14], applied to post-fire mapping [15], from low resolution satellites [16].

For the calculation of erosion the most used method is the USLE (Universal Soil Loss Equation) or the RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) with the disadvantage of using the latter for forest fires being that the dynamic calculation of the C factor is very complicated and very costly because it is necessary to revisit the study area continuously, and taking into account the canopy and understory vegetation, together with the Covered

Figure 1. Situation map of Garganta de los Infiernos (Study area) of Digital Terrain Model (DTM) with the perimeter of forest fire.

2.2.2. Method

The methodology followed is summarized in Figure 2 and will be explained step by step in the following subsections.

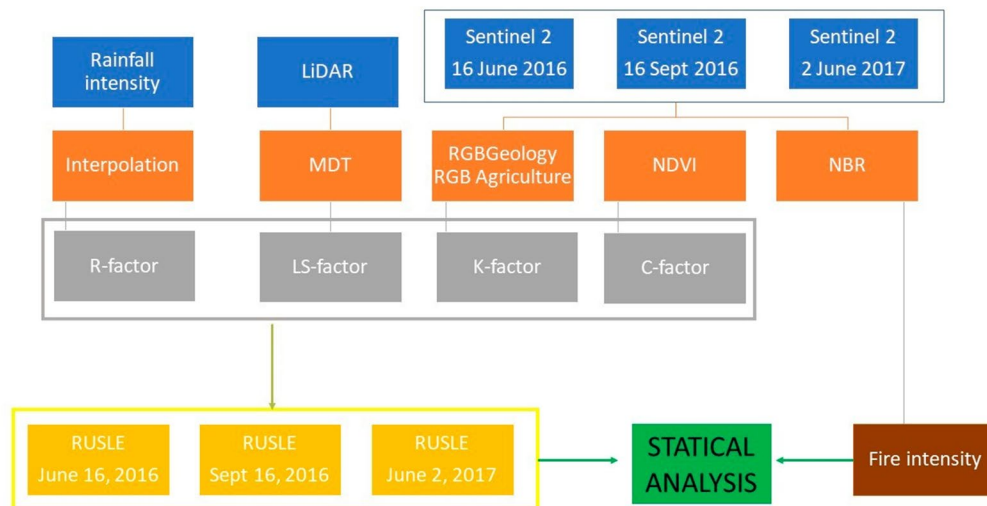


Figure 2. Workflow.

2.3. Remote Sensing

2.3.1. Remotely Sensed Image from Sentinel 2

Sentinel-2 is a mission of the European Space Agency composed of the Launch of two satellites: Sentinel 2A (launched in June 2015) and Sentinel 2B (Launched in March 2017). This satellite was chosen because it is the European satellite providing the highest spatial resolution (10 m) among those offering free services [28] and a temporal resolution of five days. The satellite has 13 spectral bands (Table 1) ranging from visible and near-infrared (VNIR) to shortwave infrared (SWIR) wavelengths over an orbital swath of 290 km [29].

Table 1. Radiometric and Spatial resolution of Sentinel-2.

Band Number	Name	Central Wavelength (nm)	Spatial Resolution (m)
1	Visible	412	60
2	Blue	490	10
3	Green	560	10
4	Red	665	10
5	Red Edge 1	740	20
6	Red Edge 2	790	20
7	Red Edge 3	842	20
8	NIR	865	10
8a	NIR	865	20
9	Water vapor	940	20
10	Cirrus detection	1240	20
11	SWIR	1640	20
12	SWIR	2130	20
13	SWIR	2190	20

In this work, we used 3 Sentinel-2 satellite images of the dates: 16 June 2016 (Pre-fire) 4 September 2016 (Post-fire) and 2 June 2017 (spring post-fire). These dates were chosen because they were the best images with the best conditions for obtaining the necessary indices. In addition, during the months of May and June, field campaigns were carried out for the mapping of fuel models [20], so the data were used to corroborate the calculated indices. The post-fire image chosen was in September since it was the first available image

without smoke, without clouds and with high quality. So it is the closest available image to the date of interest.

From these 3 images, different band combinations were made between them: RGB Geology (band 12, 11 and 2) and RGB Agriculture (band 11, 8 and 2) which have been used for soil classification. Two indices were also calculated: NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) [30] and NBR (Normalize Burn Ratio) [31].

2.3.2. LiDAR

LiDAR (Light Detection and Ranging) [32] information from Spanish National Geographic Institute of the PNOA (National Aerial Orthophotography Plan) with a resolution of 0.5 points/m was used, and from this information, and by interpolation, the Digital Elevation Model with a resolution of 5 m was obtained. The data of the study area were obtained in 2010 and the images had a calibration of the LiDAR sensor, a maximum of five returns per pulse, and a pre-classification of said returns. The flight height of the sensor was a maximum of 3000 m from the ground with a horizontal accuracy of 0.30 m and vertical accuracy of 0.20 m.

2.4. Normalized Burn Ratio (NBR)

This index allows us to delimit the perimeter of the wildfire [33] and also to delimit the areas of the fire according to its severity with great precision [34]. Fire severity is a critical factor because of its direct relationship with the biomass consumed, so it is linked to post-fire vegetation and hydrogeomorphological recovery [14]. This index integrates the two bands that best show the combustion B8 (NIR-842 nm) and B12 (SWIR-2190 nm) in the following Equation (1)

$$\text{NBR} = (\text{NIR} - \text{SWIR}) / (\text{NIR} + \text{SWIR}) \quad (1)$$

This gives the NBR for a given date. In order to appreciate the change derived from forest fire (dNBR), the post-fire NBR is subtracted from the pre-fire NBR (Equation (2))

$$\text{dNBR} = \text{NBR}_{\text{prefire}} - \text{NBR}_{\text{postfire}} \quad (2)$$

Once this index is obtained, the study area is classified into different zones depending on the forest fire severity [35]. For this purpose, we will reclassify the output raster into 4 classes: high severity (dNBR > 680), moderate severity (dNBR > 275), low severity (dNBR > 90) and unburned (dNBR < 90) [16].

2.5. RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation)

In this work, the RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) [36] was used to quantify the erosion rate of the Garganta de los Infiernos before the fire, just after the fire and one year after the fire. This equation was the most appropriate for this calculation since it is the one that has the widest application as it is a parametric and totally empirical model. It is a totally empirical formula (Equation (3)) that attempts to interpret the erosive mechanisms by their causes and effects.

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

where A is the Average annual soil loss (T/ha·year), R is the rainfall erosivity (MJ·mm/ha·h·year), K is the soil erodibility (Tm/ha h/MJ·mm), LS is the hill slope length and steepness (dimensionless), C is the vegetation factor (dimensionless) and P is the support practice (dimensionless).

- Rainfall erosivity factor (R)

Rainfall erosivity factor is the factor that represents the effect of rainfall on soil erosion. It is calculated as the result of multiplying the kinetic energy of rainfall by the maximum intensity during 30 min of precipitation [37] (Equation (4))

$$R = E \cdot I_{30} \quad (4)$$

where R is the rainfall erosivity (MJ·mm/ha·h·year), E is total storm energy (MJ/ha·year) and I_{30} the maximum 30 min rainfall intensity (mm/hour).

These data were obtained from the rainfall intensity recorded every 30 min from the Aldehuela del Jerte (CC04) and Valdeastillas (CC17) stations and an extrapolation was performed to calculate the R value at the peak with the highest altitude in the study area (Table 2) for the month of June 2016, the month of September 2016 and the month of June 2017.

Table 2. Location of weather stations and data of the R factor (Information elaborated using that obtained from the AEMET (Agencia Estatal de Meteorología).

Station	X	Y	Z	R Jun 2016	R Sep 2016	R Jun 2017
Valdeastillas (CC17)	255,607	4,447,376	495	208.05	33.33	101
Aldehuela del Jerte (CC04)	224,144.1781	4,434,510.37	262	76.076	46.11	23
Higher Elevation	277,054.3958	4,454,006.489	2300	842.8	0	669.52

- Soil erodibility factor (K)

This factor represents the response of the soil to a given erosive force or mechanism, or, in other words, the susceptibility of the soil to erosion [38]. It represents the quantified soil loss per unit of erosivity in a standard plot 22.6 m long with a slope of 9%. The data were obtained from the experimental plots of the national soil inventory of Cáceres [39] and an unsupervised classification of the RGBGeology and RGBAgriculture band composition was performed to separate the zone into rocky, bare soil and vegetation. The rocky zone was assigned the value 0.134 (mean measured R value for the plutonic rock lithofacies). For the other zones, the R value of the experimental plots was extrapolated.

- Topographic factor (LS)

The LS factor responds to the combined effect of slope length and slope angle. Its value is used to estimate the soil losses that occur on a sloping terrain compared to the losses per unit if the same rainfall were to fall on a standard plot with identical soil type, crop and management conditions.

This factor was calculated from the DTM-LiDAR with a resolution of 5 m; from the DTM, the slope and the flow direction were calculated to subsequently calculate the flow accumulation, and with the following formula the LS factor was calculated (Equation (5)) [40]

$$LS = (\text{flow accumulation cell size}/22.13)^{0.4} (\sin([\text{slope}] \times 0.01745)/(0.0896))^{1.3} \quad (5)$$

- Vegetation factor (C)

Factor C takes into account vegetation cover to protect the soil. Vegetation is a relevant factor in erosion, vegetation cover reduces the energy of rainfall by intercepting it and prevents it from falling directly to the ground in addition to promoting the infiltration of runoff water [41]. For this article, the C factor was calculated from the NDVI. This index is effective for quantifying green vegetation; it normalizes the scattering of green leaves in the near-infrared wavelength and the absorption of chlorophyll in the red wavelength [30]. The

index has been used to see the fluctuations of vegetation at different times of the year and the difference of pre- and post-fire vegetation [18] by applying the formula (Equation (6)) [2]

$$C_{\text{factor}} = \exp\left[-\alpha \frac{\text{NDVI}}{\beta - \text{NDVI}}\right] \quad (6)$$

where α and β parameters determine the shape of the NDVI curve. Reasonable results are produced using values of $\alpha = 2$ and $\beta = 1$.

- Conservation practices (P)

Conservation practices are measures to reduce runoff, generally carried out in cultivated areas. In the study area, there are no cultivated areas, so conservation practices are discouraged.

2.6. Validation

Finally, 200 sampling points randomly distributed over the entire surface of the study area were used, from which the C-factor data obtained from the NDVI index by remote sensing were obtained and compared with the actual C-factor data and with the data obtained in the field. The mean square error (MSE) index was used to verify the validation of the cartography (Equation (7)).

$$\text{MSE} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (X_c - X_r)^2 \quad (7)$$

where n is the number of data points, X_c the value of the generated cartography and X_r the actual value for the data point.

2.7. Statistical Analysis

The correlation methods were used because they are the statistical tools that indicate the relationship between two variables. In this case, the variables that had a more direct affect in post-fire erosion were studied. The correlation method used was the Pearson coefficient that measures the degree of covariance between different linearly related variables. Therefore, a linear correlation procedure was performed to examine the relationship between the covariance of throat erosion post-fire with NDVI, factor C and factor R and to determine the relationship of each variable. The SPSS Statistics 25 software was used to carry out these analyzes.

3. Results

The process carried out to calculate the relationship between the pre-fire erosion of the Garganta de los Infiernos and the post-fire erosion was based on remote sensing data, so that different erosion values were obtained depending on the different fire severity zones.

In the first step of the process, calculation of the severity of the fire (Figure 3), four zones could be distinguished: where the fire had not affected (80%), zones near or with occurrence of other minor fires (7%) with a lower severity, zones of the perimeter where the severity of the fire has been moderate (10%) and the central focus of the fire with a high severity (3%).

Once the fire severity zones boundaries were marked, the NDVI index was calculated for the different dates (16 June 2016, 5 September 2016 and 2 June 2017) (Figure 4a–c) where the influence of the fire on the vegetation and subsequent regrowth of the vegetation was clearly verified.

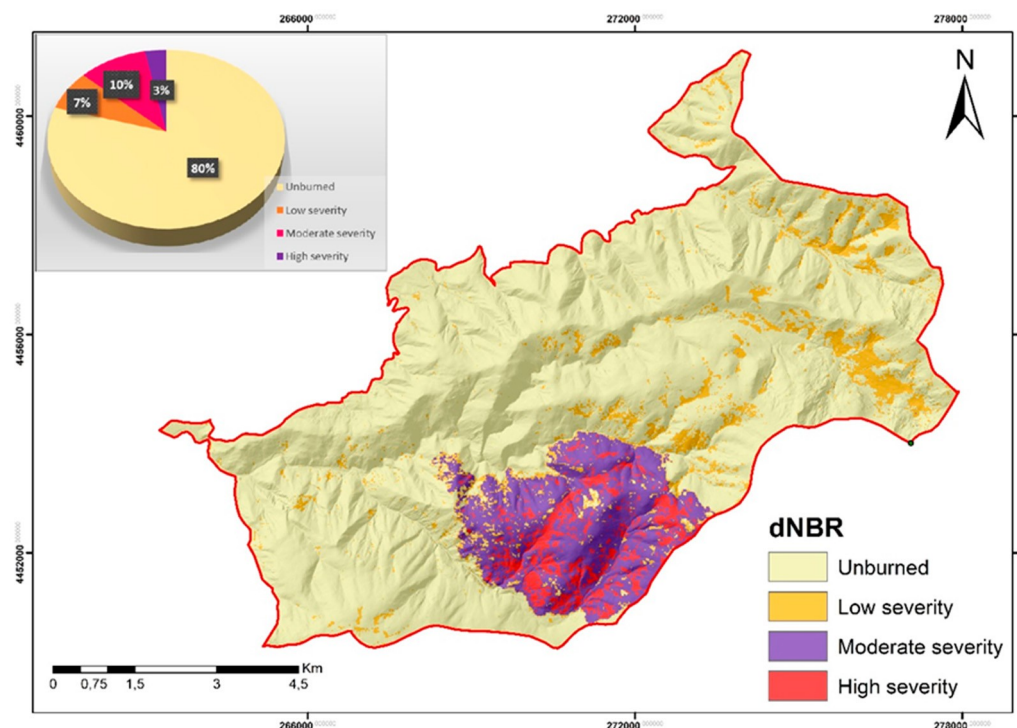


Figure 3. Map of areas of forest fires severity by the NBR and occupancy graph by severity.

Once the fire severity zones boundaries were marked, the NDVI index was calculated for the different dates (16 June 2016, 5 September 2016 and 2 June 2017) (Figure 4a–c) where the influence of the fire on the vegetation and subsequent regrowth of the vegetation was clearly verified.

	Factor C	NDVI	Factor R	RUSLE
--	----------	------	----------	-------

In Figure 4d, it can be seen that in the zone where the fire had no effect, the NDVI did not vary, however, in the area where the influence of the fire was low the NDVI varied from 0.52 pre-fire to 0.33 post-fire. Where the change is most noticeable is in the area where the fire severity had been very high. 0.55 pre-fire and 0.08 post-fire. Vegetation recovery also depended on the severity of the fire. In the medium severity zone, the difference in NDVI from 2016 to 2017 was 0.36, while in the high severity zone it was 0.52, which shows that vegetation recovery was slower in this zone.

Once the NDVI values were obtained, the C-factor mapping was created, this mapping was compared with the C-factor mapping produced from the values established by the Soil

Conservation Service of the United States and with the values of the Second National Forest Inventory for the province of Cáceres [39]. The comparison of both C-factor mappings gave an MSE of 0.15, which indicates that the procedure for obtaining the C-factor mapping from the satellite images was highly accurate.

From the mapping of the C factor, R factor, LS factor and K factor, the RUSLE was calculated and which shows a clear difference between the month of June 2016 and the month of June 2017, in which the mapping of orography and lithology were the same; the erosion was similar, while in the study area that was affected by the fire (Figure 5b, d) there are areas that went from low to high or very high erosion. The moderate severity zone in 2016 possessed an average erosion of 31 T/ha-year, while in 2017 it possessed an average erosion of 74 T/ha-year, 2.5 times higher. Even more remarkable was the change

in the areas of high fire severity: in 2016 these areas had an erosion of 11 T/ha-year, however, in 2017, they reached an erosion of 70 T/ha-year, more than six times higher.

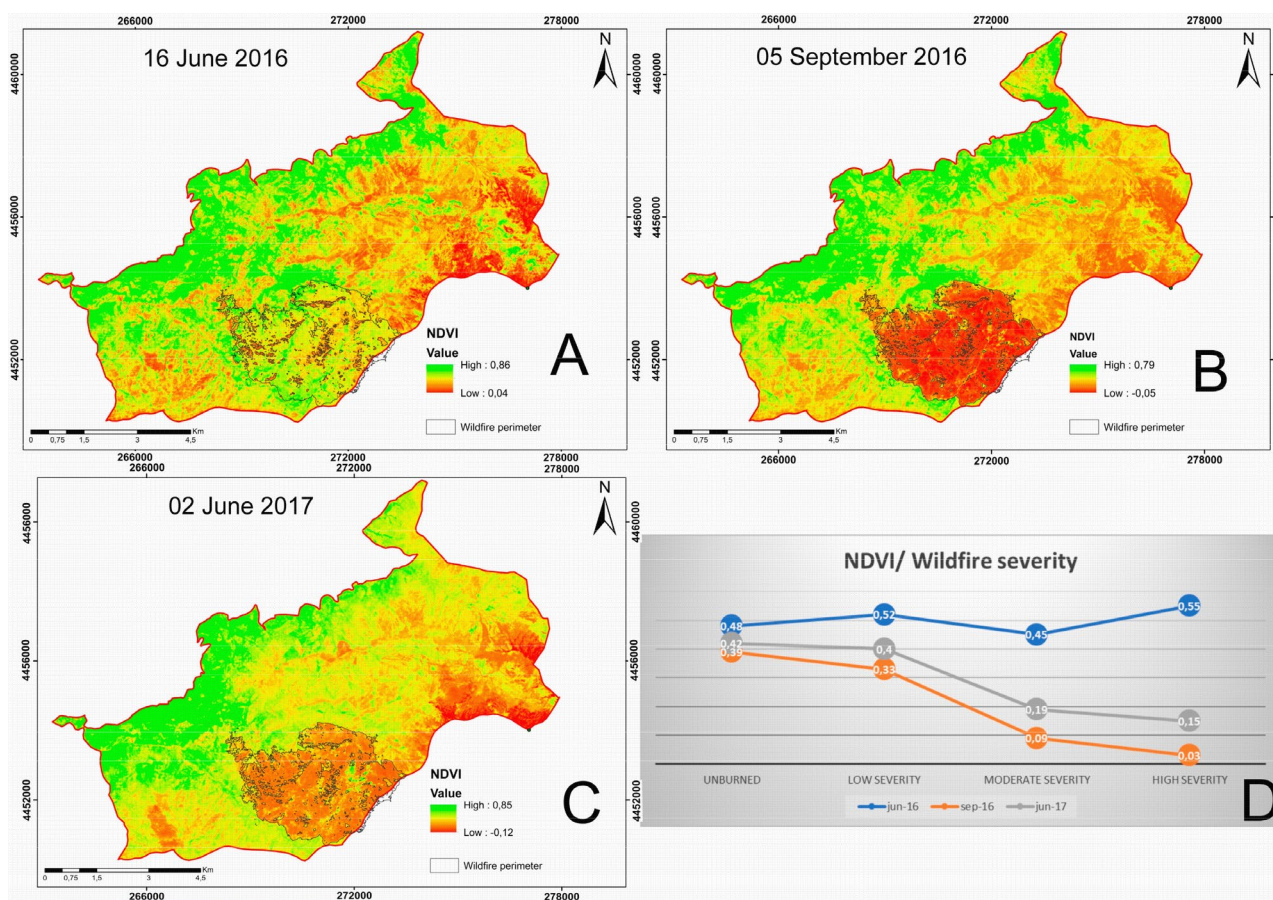


Figure 4. (A) NDVI 16 June 2016; (B) NDVI 5 September 2016; (C) NDVI 2 June 2017; (D) Graph of Table 3. the covariation of vegetation and climatology factors versus erosion data in 2017 was studied. The results of Pearson correlation between C factor, NDVI, R factor, erosion and fire severity are presented in Table 2.

The analysis shows that there was an inverse correlation between the C factor and erosion with a high significance, the same correlation value gives us the relationship between NDVI and erosion since the C factor was obtained from NDVI, which indicates a precision in the calculations. The R factor and RUSLE had a positive covariance, which indicates that the relationship between rainfall intensity and erosion was positive, but the significance, despite being high, was lower than in the case of vegetation cover, even in areas where the soil was not affected by fire, rainfall was more important than vegetation. In Figure 5 (Figure 5a,b), it can be seen that in the study area not affected by the fire, erosion was similar, while in the study area that was affected by the fire (Figure 5b,d) there were significant differences. Erosion went from low to high or very high erosion. The moderate severity zone in 2016 possessed an average erosion of 31 T/ha-year, while in 2017 it possessed an average erosion of 74 T/ha-year, 2.5 times higher. Even more remarkable was the change in the areas of high fire severity: in 2016 these areas had an erosion of 11 T/ha-year, however, in 2017 they reached an erosion of 70 T/ha-year, more than six times higher. The resulting difference between the 2016 and 2017 NDVI is due to the fact that, after a wildfire, vegetation biomass and wattle layer are converted into ash, carbon and organic matter altered by the fire, which are partially carried away by runoff [45] and partially incorporated into the soil [46], retarding the growth of vegetation cover by modifying re-growth dynamics. The vegetation did not fully recover one year after the fire, thus limiting the input of waffles [47].

This analysis shows us that the increased erosion rate is due to the changes that wildfire ignition causes in soils and vegetation. Different authors have shown that the increase in temperatures up to 550 °C from a wildfire completely destroys soil hydrophobicity [48] and that soil water repellency.

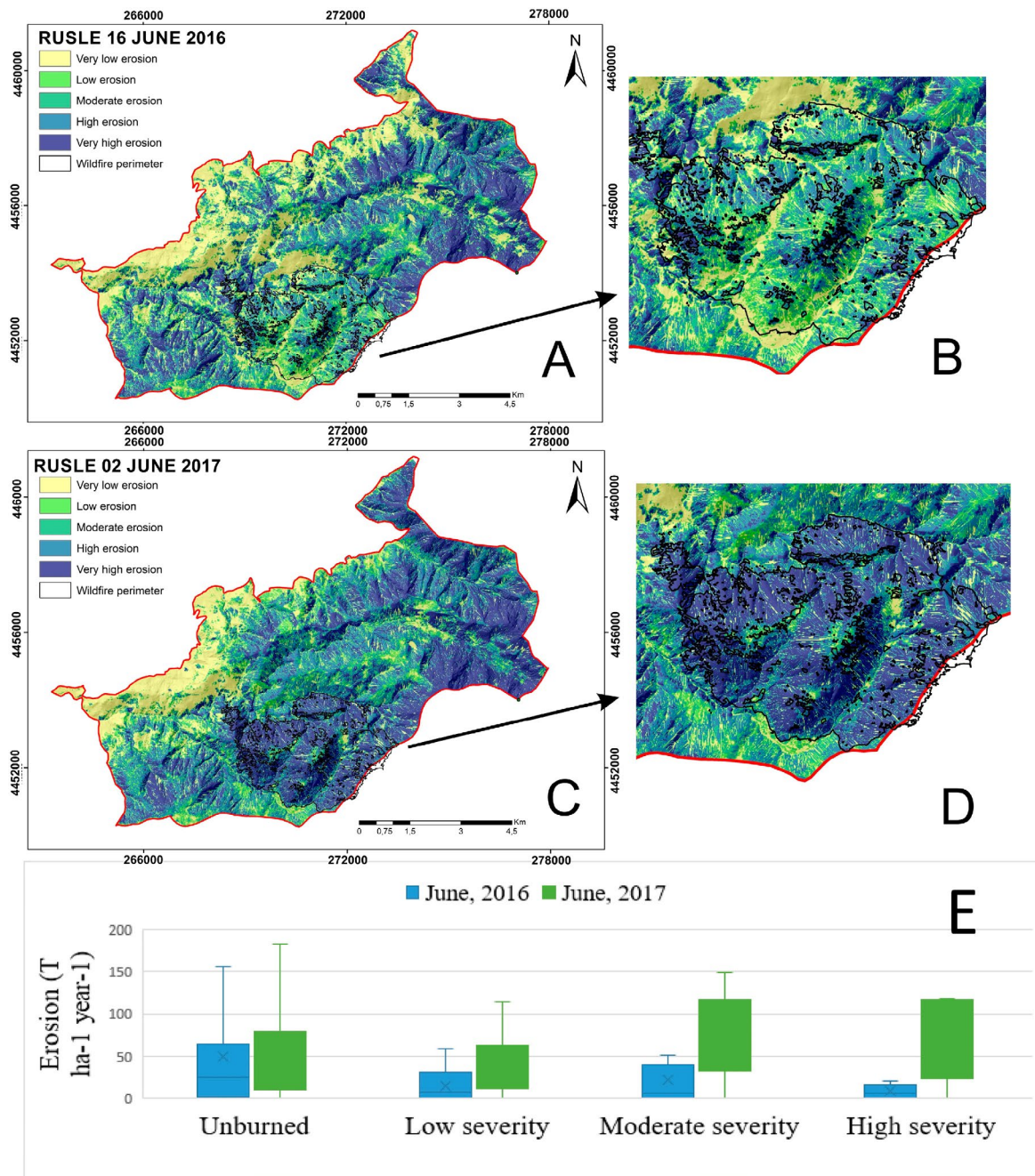


Figure 5. (A) Erosion map 16 June 2016; (B) Zoom of erosion map in forest fire area 16 June 2016; (C) Erosion map 02 June 2017; (D) Zoom of erosion map in forest fire area 02 June 2017; (E) Comparative graph of the erosion in the different months by area of forest fire severity.

4. Discussion

The NBR index has been used in several forest fire studies with lower resolution satellites [42], or with Sentinel-2 [43]. In all of them, the relationship between fire severity [44] and remotely sensed data from this index has been very good.

The resulting difference between the 2016 and 2017 NDVI is due to the fact that, after a wildfire, vegetation biomass and wattle layer are converted into ash, carbon and organic matter altered by the fire, which are partially carried away by runoff [45] and partially incorporated into the soil [46], retarding the growth of vegetation cover by modifying

regrowth dynamics. The vegetation did not fully recover one year after the fire, thus limiting the input of waffles [47].

This analysis shows us that the increased erosion rate is due to the changes that wildfire ignition causes in soils and vegetation. Different authors have shown that the increase in temperatures up to 550 °C from a wildfire completely destroys soil hydrophobicity [48] and that soil water repellency.

Decreases enhancing splash erosion processes [49]. If to that is added the direct relationship with rainfall intensity, then this leads to an increase in runoff rates reducing the availability of nutrients such as organic carbon and water [50]. In other similar studies with similar vegetation and climate conditions, they concluded [7,43], as in this article, that the erosion rate increases greatly during the first two years after the fire and that the vegetation would largely recover after the fifth year [51]. Thus, we can highlight an exponential increase in erosion in mountain areas after the occurrence of a fire due to the loss of vegetation and the exposure of bare soil in possible high intensity rainfall events, and that, even after the following period of maximum vegetation reproduction, erosion is very high [52].

5. Conclusions

Once the results were analyzed, it was concluded that soil loss for the same area, with the same lithology and orography, is much more abundant after a fire than after a burn, which implies soil and vegetation degradation. There is a clear relationship between the occurrence of a fire and the increase in soil loss, which can be up to 6.5 times higher in areas with a high fire affectation, as a consequence of the massive loss of vegetation. This could lead to contamination of downstream aquifers due to ash production, to saturation of reservoirs due to sedimentation and to a loss of soil productivity, which is why the subsequent treatment of a forest fire by the Spanish Ministry of the Environment is of great concern.

On the contrary, the NBR index is found to be effective in quantifying fire damage in the different affected areas and shows a very high spatial coincidence between the areas of highest fire severity and the areas of highest post-fire sediment production. It is also concluded that the NDVI index is very effective in calculating the RUSLE vegetation factor because it is able to calculate vegetation vigor dynamically, instantaneously and parametrically with high accuracy (MSE = 0.15). Using the NDVI index together with the NBR it can be seen that, in the areas most impacted by the fire, the vegetation takes longer to recover since the damage was greater, so the erosion rate increases linearly at the same time that the vegetation has decreased and the intensity of rainfall increases.

Finally, with remote sensing from Sentinel-2 images, it is possible to quantify and compare the erosion of a pre- and post-fire area in the different areas of severity of forest fires with high accuracy and at low cost. This methodology allows us to make a useful tool to map a burned area with a high spatial resolution (10 × 10 m) and to study the evolution of post-fire vegetation with a temporal resolution of only 10 days, which allows us to make better decisions when carrying out the soil study.

Author Contributions: Conceptualization, Y.S.S. and A.M.G.; methodology, Y.S.S.; software, Y.S.S.; validation, Y.S.S. and F.S.-F.; formal analysis, A.M.G. and F.S.-F.; investigation, Y.S.S. and F.S.-F.; resources, Y.S.S. and A.M.G.; writing—original draft preparation, Y.S.S.; writing—review and editing, A.M.G.; supervision, F.S.-F.; project administration, A.M.G.; funding acquisition, A.M.G. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research was funded by the project SA044G18 of Regional Government of Castilla y Leon, and the GEAPAGE research group (Environmental Geomorphology) of the University of Salamanca.

Institutional Review Board Statement: Not applicable.

Informed Consent Statement: Not applicable.

Data Availability Statement: Not applicable.

Acknowledgments: This research was funded by the project SA044G18 of Regional Government of Castilla y Leon, and the GEAPAGE research group (Environmental Geomorphology) of the University of Salamanca.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

- Martinez-Graña, A.; Goy, J.; Zazo, C. Dominant soil map in ‘Las Batuecas-Sierra De Francia’ and ‘Quilamas’ nature parks (Central System, Salamanca, Spain). *J. Maps* **2014**, *11*, 371–379. [[CrossRef](#)]
- Van der Knijff, J.M.; Jones, R.J.; Montanarella, L. *Soil Erosion Risk Assessment in Europe*; EUR 19044 EN; Office for Official Publications of the European Communities: Luxembourg, 2000; Volume 34, p. 38.
- Panagos, P.; Ballabio, C.; Poesen, J.; Lugato, E.; Scarpa, S.; Montanarella, L.; Borrelli, P. A Soil Erosion Indicator for Supporting Agricultural, Environmental and Climate Policies in the European Union. *Remote. Sens.* **2020**, *12*, 1365. [[CrossRef](#)]
- García-Ruiz, J.M.; López Bermudez, F. *La Erosión del Suelo en España*; Sociedad Española de Geomorfología (SEG), Ed.; Sdad. Coop. de Artes Gráficas: Zaragoza, Spain, 2009; ISBN 978-84-692-4599-6.
- Flacke, W.; Auerswald, K.; Neufang, L. 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* **1990**, *17*, 383–397. [[CrossRef](#)]
- Meusburger, K.; Konz, N.; Schaub, M.; Alewell, C. Soil erosion modelled with USLE and PESERA using QuickBird derived vegetation parameters in an alpine catchment. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* **2010**, *12*, 208–215. [[CrossRef](#)]
- Karamesouti, M.; Petropoulos, G.; Papanikolaou, I.; Kairis, O.; Kosmas, K. Erosion rate predictions from PESERA and RUSLE at a Mediterranean site before and after a wildfire: Comparison & implications. *Geoderma* **2016**, *261*, 44–58. [[CrossRef](#)]
- Khaleghpanah, N.; Shorafa, M.; Asadi, H.; Gorji, M.; Davari, M. Corrigendum to “Modeling soil loss at plot scale with EUROSEM and RUSLE2 at stony soils of Khamesan watershed, Iran” [Catena (147C) (2016) 773–788]. *Catena* **2017**, *151*, 259. [[CrossRef](#)]
- Gholami, V.; Booij, M.; Tehrani, E.N.; Hadian, M. Spatial soil erosion estimation using an artificial neural network (ANN) and field plot data. *Catena* **2018**, *163*, 210–218. [[CrossRef](#)]
- Sanchez, Y.; Martínez-Graña, A.; Santos-Francés, F.; Yenes, M. Influence of the sediment delivery ratio index on the analysis of silting and break risk in the Plasencia reservoir (Central System, Spain). *Nat. Hazards* **2018**, *91*, 1407–1421. [[CrossRef](#)]
- Terranova, O.; Antronico, L.; Coscarelli, R.; Iaquina, P. Soil erosion risk scenarios in the Mediterranean environment using RUSLE and GIS: An application model for Calabria (southern Italy). *Geomorphology* **2009**, *112*, 228–245. [[CrossRef](#)]
- AbdulKadir, T.S.; Muhammad, R.M.; Khamaruzaman, W.Y.; Ahmad, M.H. Geo-statistical based susceptibility mapping of soil erosion and optimization of its causative factors: A conceptual framework. *J. Eng. Sci. Technol.* **2017**, *12*, 2880–2895.
- Esteves, T.; Kirkby, M.; Shakesby, R.; Ferreira, A.; Soares, J.; Irvine, B.; Ferreira, C.; Coelho, C.; Bento, C.; Carreiras, M. Mitigating land degradation caused by wildfire: Application of the PESERA model to fire-affected sites in central Portugal. *Geoderma* **2012**, *191*, 40–50. [[CrossRef](#)]
- Llovería, R.M.; Cabello, F.P.; Martín, A.G.; Vlassova, L.; de la Riva Fernández, J.R. *La Severidad del Fuego: Revisión de Conceptos, Métodos y Efectos Ambientales*. *Geocología, Cambio Ambient. y Paisaje: Homenaje al Profesor José María García Ruiz*; Instituto Pirenaico de Ecología: Huesca, Spain, 2014; pp. 427–440.
- Miller, M.E.; Billmire, M.; Elliot, W.J.; Endsley, K.A.; Robichaud, P.R. Rapid response tools and datasets for post-fire modeling: Linking Earth Observations and process-based hydrological models to support post-fire remediation. *Int. Arch. Photogramm. Remote. Sens. Spat. Inf. Sci.* **2015**, *XL-7/W3*, 469–476. [[CrossRef](#)]
- Epting, J.; Verbyla, D.; Sorbel, B. Evaluation of remotely sensed indices for assessing burn severity in interior Alaska using Landsat TM and ETM+. *Remote. Sens. Environ.* **2005**, *96*, 328–339. [[CrossRef](#)]
- Iwuji, M.C.; Iroh, O.L.; Njoku, J.D.; Anyanwu, S.O.; Amangabara, G.T.; Ukaegbu, K.O.E. Vulnerability Assessment of Soil Erosion Based on Topography and Vegetation Cover in a Developing City of Orlu L.G.A, South East Nigeria. *Asian J. Environ. Ecol.* **2017**, *4*, 1–10. [[CrossRef](#)]
- Verhegghen, A.; Eva, H.; Ceccherini, G.; Achard, F.; Gond, V.; Gourlet-Fleury, S.; Cerutti, P.O. The Potential of Sentinel Satellites for Burnt Area Mapping and Monitoring in the Congo Basin Forests. *Remote. Sens.* **2016**, *8*, 986. [[CrossRef](#)]
- Abdo, H.G. Impacts of war in Syria on vegetation dynamics and erosion risks in Safita area, Tartous, Syria. *Reg. Environ. Chang.* **2018**, *18*, 1707–1719. [[CrossRef](#)]
- Sánchez, Y.S.; Martínez-Graña, A.; Francés, F.S.; Picado, M.M. Mapping Wildfire Ignition Probability Using Sentinel 2 and LiDAR (Jerte Valley, Cáceres, Spain). *Sensors* **2018**, *18*, 826. [[CrossRef](#)]
- Abney, R.B.; Sanderman, J.; Johnson, D.; Fogel, M.L.; Berhe, A.A. Post-wildfire Erosion in Mountainous Terrain Leads to Rapid and Major Redistribution of Soil Organic Carbon. *Front. Earth Sci.* **2017**, *5*, 99. [[CrossRef](#)]
- Malowerschnig, B.; Sass, O. Long-term vegetation development on a wildfire slope in Innerzwain (Styria, Austria). *J. For. Res.* **2014**, *25*, 103–111. [[CrossRef](#)]
- Mallinis, G.; Gitas, I.; Tasionas, G.; Maris, F. Multitemporal Monitoring of Land Degradation Risk Due to Soil Loss in a Fire-Prone Mediterranean Landscape Using Multi-decadal Landsat Imagery. *Water Resour. Manag.* **2016**, *30*, 1255–1269. [[CrossRef](#)]

24. Okeowo, M.A.; Lee, H.; Hossain, F.; Getirana, A. Automated Generation of Lakes and Reservoirs Water Elevation Changes From Satellite Radar Altimetry. *IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Obs. Remote. Sens.* **2017**, *10*, 3465–3481. [CrossRef]
25. Mateo-Pérez, V.; Corral-Bobadilla, M.; Ortega-Fernández, F.; Vergara-González, E. Port Bathymetry Mapping Using Support Vector Machine Technique and Sentinel-2 Satellite Imagery. *Remote. Sens.* **2020**, *12*, 2069. [CrossRef]
26. Mateo-Pérez, V.; Corral-Bobadilla, M.; Ortega-Fernández, F.; Rodríguez-Montequín, V. Determination of Water Depth in Ports Using Satellite Data Based on Machine Learning Algorithms. *Energies* **2021**, *14*, 2486. [CrossRef]
27. Gaur, M.K.; Goyal, R.K.; Raghuvanshi, M.S.; Bhatt, R.K.; Pandian, M.; Mishra, A.; Sheikh, S.I. Geospatially extracting snow and ice cover distribution in the cold arid zone of India. *Int. J. Syst. Assur. Eng. Manag.* **2019**, *11*, 84–99. [CrossRef]
28. Mandanici, E.; Bitelli, G. Preliminary Comparison of Sentinel-2 and Landsat 8 Imagery for a Combined Use. *Remote. Sens.* **2016**, *8*, 1014. [CrossRef]
29. ESA. Copernicus. (European Space Agency) Obtenido de Observing the Earth. Available online: http://www.esa.int/Our_Activities/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-2 (accessed on 14 July 2021).
30. Tucker, C.J. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote. Sens. Environ.* **1979**, *8*, 127–150. [CrossRef]
31. Lutes, D.C.; Keane, R.E.; Caratti, J.F.; Key, C.H.; Benson, N.C.; Sutherland, S.; Gangi, L.J. FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System; General Technical Report RMRS-GTR-164-CD; U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station: Fort Collins, CO, USA, 2006; Volume 1 CD, p. 164.
32. PNOA. CNIG (Centro Nacional de Información Geográfica). Available online: <https://pnoa.ign.es/el-proyecto-pnoa-lidar> (accessed on 15 July 2021).
33. Karmaker, A.C.; Hoffmann, A.; Hinrichsen, G. Influence of water uptake on the mechanical properties of jute fiber-reinforced polypropylene. *J. Appl. Polym. Sci.* **1994**, *54*, 1803–1807. [CrossRef]
34. Fernández-Manso, A.; Fernández-Manso, O.; Quintano, C. SENTINEL-2A red-edge spectral indices suitability for discriminating burn severity. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* **2016**, *50*, 170–175. [CrossRef]
35. Pérez-Cabello, F.; Fernandez, J.D.L.R.; Llovería, R.M.; Garcia-Martin, A. Mapping erosion-sensitive areas after wildfires using fieldwork, remote sensing, and geographic information systems techniques on a regional scale. *J. Geophys. Res. Space Phys.* **2006**, *111*. [CrossRef]
36. Renard, K.; Laflen, J.; Foster, G.; McCool, D. The Revised Universal Soil Loss Equation. *Soil Eros. Res. Methods* **2017**, 105–126. [CrossRef]
37. Wischmeier, W.H.; Smith, D.D. Rainfall energy and its relationship to soil loss. *Trans. Am. Geophys. Union* **1958**, *39*, 285–291. [CrossRef]
38. Martínez-Graña, A.; Goy, J.L.; Zazo, C.; Yenes, M. Engineering Geology Maps for Planning and Management of Natural Parks: “Las Batuecas-Sierra de Francia” and “Quilamas” (Central Spanish System, Salamanca, Spain). *Geosciences* **2013**, *3*, 46–62. [CrossRef]
39. Biodiversidad, D.G. *para la Inventario Nacional Erosion Suelos*; Ambiente, M.d.M., Ed.; Cáceres, Spain, 2005; ISBN 84-814-647-8. Available online: <https://www.ine.es/dyngs/IOE/en/fichaInventario.htm?cid=1259930778148&inv=92005> (accessed on 20 June 2021).
40. Samanta, S.; Koloa, C.; Pal, D.K.; Palsamanta, B. Estimation of potential soil erosion rate using RUSLE and E30 model. *Model. Earth Syst. Environ.* **2016**, *2*, 149. [CrossRef]
41. Bellot, J.; Bonet, A.; Sanchez, J.; Chirino, E. Likely effects of land use changes on the runoff and aquifer recharge in a semiarid landscape using a hydrological model. *Landsc. Urban Plan.* **2001**, *55*, 41–53. [CrossRef]
42. Bastarrika, A.; Alvarado, M.; Artano, K.; Martinez, M.P.; Mesanza, A.; Torre, L.; Ramo, R.; Chuvieco, E. BAMS: A Tool for Supervised Burned Area Mapping Using Landsat Data. *Remote. Sens.* **2014**, *6*, 12360–12380. [CrossRef]
43. Navarro, G.; Caballero, I.; Silva, G.; Parra, P.-C.; Vázquez, Á.; Caldeira, R. Evaluation of forest fire on Madeira Island using Sentinel-2A MSI imagery. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* **2017**, *58*, 97–106. [CrossRef]
44. García, A.J.; Bakon, M.; Martínez, R.; Marchamalo, M. Evolution of urban monitoring with radar interferometry in Madrid City: Performance of ERS-1/ERS-2, ENVISAT, COSMO-SkyMed, and Sentinel-1 products. *Int. J. Remote. Sens.* **2018**, *39*, 2969–2990. [CrossRef]
45. Badía, D.; Martí, C.; Aguirre, A.J.; Aznar, J.M.; González-Pérez, J.; De la Rosa, J.; León, J.; Ibarra, P.; Echeverría, T. Wildfire effects on nutrients and organic carbon of a Rendzic Phaeozem in NE Spain: Changes at cm-scale topsoil. *Catena* **2014**, *113*, 267–275. [CrossRef]
46. Bodí, M.B.; Mataix-Solera, J.; Doerr, S.H.; Cerdà, A. The wettability of ash from burned vegetation and its relationship to Mediterranean plant species type, burn severity and total organic carbon content. *Geoderma* **2011**, *160*, 599–607. [CrossRef]
47. Hobbey, E.U.; Brereton, A.J.L.G.; Wilson, B. Forest burning affects quality and quantity of soil organic matter. *Sci. Total. Environ.* **2017**, *575*, 41–49. [CrossRef]
48. Mataix-Solera, J.; Cerdà, A.; Arcenegui, V.; Jordán, A.; Zavala, L.M.M. Fire effects on soil aggregation: A review. *Earth Sci. Rev.* **2011**, *109*, 44–60. [CrossRef]
49. Jordán, A.; Zavala, L.M.M.; Mataix-Solera, J.; Nava, A.L.; Alanís, N. Effect of fire severity on water repellency and aggregate stability on Mexican volcanic soils. *Catena* **2011**, *84*, 136–147. [CrossRef]

50. Badía, D.; López-García, S.; Martí, C.; Perpiñá, J.O.O.; Girona-García, A.; Casanova-Gascón, J. Burn effects on soil properties associated to heat transfer under contrasting moisture content. *Sci. Total Environ.* **2017**, *601–602*, 1119–1128. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
51. Hueso-González, P.; Martínez-Murillo, J.F.; Ruiz-Sinoga, J.D. Prescribed fire impacts on soil properties, overland flow and sediment transport in a Mediterranean forest: A 5 year study. *Sci. Total Environ.* **2018**, *636*, 1480–1489. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
52. Samani, A.N.; Rad, F.T.; Azarakhshi, M.; Rahdari, M.R.; Rodrigo-Comino, J. Assessment of the Sustainability of the Territories Affected by Gully Head Advancements through Aerial Photography and Modeling Estimations: A Case Study on Samal Watershed, Iran. *Sustainability* **2018**, *10*, 2909. [[CrossRef](#)]

Article

Multitemporal Analysis of Land Use Changes and Their Effect on the Landscape of the Jerte Valley (Spain) by Remote Sensing

Yolanda Sánchez Sánchez ^{1,*} , Antonio Martínez Graña ¹ , Fernando Santos-Francés ²,
Joan Leandro Reyes Ramos ¹ and Marco Criado ² 

¹ Department of Geology, Faculty of Sciences, University of Salamanca, Plaza de la Merced s/n, 37008 Salamanca, Spain; amgranna@usal.es (A.M.G.); reyesramos.joanleandro@usal.es (J.L.R.R.)

² Department of Soil Sciences, Faculty of Environmental Sciences, Avenue Filiberto Villalobos, 119, University of Salamanca, 37007 Salamanca, Spain; fsantos@usal.es (F.S.-F.); marcocn@usal.es (M.C.)

* Correspondence: yolanda.ss@usal.es

Abstract: In recent years, the interest of institutions in land use has increased, creating the need to determine the changes in use through spatial-temporal and statistical analysis. This study analyzes the changes over the last 40 years, based on a cartography of landscape units obtained from the study of geo-environmental parameters in the Jerte Valley (Spain) with satellite images, Landsat 5 and 7. Subsequently, through the analysis of spatial patterns and diversity and fragmentation indices, and with the Fragstat software, the landscape was characterized from 1994 to the present. The results show that wooded areas decreased slightly, crops increased in altitude and major environmental disturbances (mainly forest fires) negatively affected the environmental mosaic. Land uses affect the landscape by developing larger tesserae (+5 ha), which are less fragmented (−0.15), but more isolated (0.12). This study demonstrates that landscape metrics can be used to understand changes in spatial pattern, help in decision making to implement appropriate management measures in the conservation of traditional land uses, and allow the maintenance of connecting areas between fragments to avoid the loss of natural corridors to increase landscape quality.

Keywords: land use; landscape fragmentation; remote sensing; climate change



Citation: Sánchez Sánchez, Y.; Martínez Graña, A.; Santos-Francés, F.; Reyes Ramos, J.L.; Criado, M. Multitemporal Analysis of Land Use Changes and Their Effect on the Landscape of the Jerte Valley (Spain) by Remote Sensing. *Agronomy* **2021**, *11*, 1470. <https://doi.org/10.3390/agronomy11081470>

Academic Editor: Francisco Manzano Agugliaro

Received: 9 June 2021
Accepted: 22 July 2021
Published: 24 July 2021

Publisher's Note: MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



Copyright: © 2021 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

Landscape can be defined as a spatial configuration of patches of dimensions relevant to the phenomenon under consideration or to the selected organism, which exists only at the moment in which it is perceived by the senses. The landscape can also be considered as a portion of the real world within which we are interested in describing and interpreting processes and patterns; this context can lead to different conclusions, depending on whether we use abiotic and/or biotic factors [1]. These factors make it intrinsically dynamic, both at a temporal [2] and spatial scale [3], since it is conditioned by environmental conditions [4], the ecological processes that take place in it, changes in land use, and anthropic disturbances [5].

Landscapes with marked heterogeneity have a complex structure of habitats, which translates into a high index of diversity [6]. This heterogeneity, as a factor of organization of ecological systems, presents a permanent character of landscapes and determines the generation of differentiated environmental mosaics [7]; which makes their study at a large scale extremely difficult. To the natural dynamics perpetuated by geomorphological [8–10], hydrological [11], and biotic [12] processes, to cite some significant examples, we must add human activities, which are currently the main factor in landscape evolution worldwide [13–16].

Remote sensing imagery is widely used for land cover classification, target identification, and thematic mapping from local to global scales due to its technical advantages such

as multiresolution, wide coverage, repeatable observation, and multispectral/hyperspectral-spectral records [17,18]. Several classification methods based on satellite images can be classified as supervised or unsupervised classification methods giving higher priority to supervised classification [19] because of its learning method [20,21].

Each land use class is to an image what a patch is to a landscape mosaic, so with this premise in mind, landscape metrics can be applied to measure the effect of land use changes on landscape shape [22]. Different studies calculated multiple levels of landscape metrics to measure landscape patterns in order to analyze land use, mainly focused on urban land use [23–25], and on the classification of satellite images rather than on the analysis of spatial patterns [26]. The research studies where a landscape analysis was performed used metrics based on average patch characteristics [27], ignoring the distribution, size, and changes occurring in the last decades, therefore, this study focuses on diversity indices and indices of the entire landscape.

The implementation of geographic information systems and remote sensing [28] have helped to carry out large-scale landscape studies, and with the support of different spatial pattern analysis programs [29], they have allowed a more precise study of the temporal dynamics of the landscape, which has provided a significant leap in the quality of the studies. For the analysis of spatial patterns, multiple indices have been developed that allow the study of landscape configurations at different temporal moments, evaluating their composition and configuration, the proportion of each class, or the shape of the elements [30].

The objective of this article was to know the effect of changes in land use on the landscape configured as a fluvial-structural valley during the last three decades, comparing the potential landscape with the landscape in 1994, and analyzing the spatial patterns in the subsequent years 2000, 2010, and 2019. Using Landsat 5 and Landsat 8 satellite images, and by analyzing spatial patterns and indices of diversity, dominance, shape, and fragmentation with Fragstat software, four scenarios were characterized and studying their tendency in the configuration of the environmental mosaic allowed us to understand the natural dynamics and the influences of human activities on the landscape.

Landscape metrics and the indices obtained have shown an important role in the analysis of changes in land use, so this study will enable land managers to implement appropriate measures for the maintenance of physical and functional connectivity in an anthropized environment, in order to achieve the objectives, set by the strategies of conservation and improvement of the landscape, for the sake of future sustainability.

2. Materials and Methods

2.1. Study Area

The Jerte valley is located in the north of the province of Cáceres (Spain) (Figure 1). It presents a geomorphological structure of a valley sandwiched between two mountain complexes (Sierra de Béjar, Sierra de Tormantos).

The geology of the study area is mainly formed by granitoids with some quartz outcrops, in the dykes of the Alentejo-Plasencia fault. On the southwestern edge of the study area there are outcrops of metamorphic rocks.

The geomorphological component was obtained based on the mapping of geomorphological units [31], synthesized in a mapping of geomorphological domains. The main geomorphological domains are as follows: summit surfaces and fluvial divides, embedded fluvial-glacial valleys, slopes and colluvial slopes, polygenic surfaces, hills and hillocks, glaciers, and fluvial terraces, alluvial and valley bottoms.

As for the vegetation that develops in the Jerte Valley, it is conditioned by the slopes of the hillsides, the differences in altitude, and the climate. In the areas located to the west, areas of low slope and glacial geomorphology, open formations such as pastures have developed. As one ascends in latitude and altitude there are large extensions of tree crops (cherry trees) very typical of this area. Halfway up the slope, both to the south and north of the river, there are large areas of wooded formations (pine forest, chestnut grove, oak

developed. As one ascends in latitude and altitude there are large extensions of tree crops (cherry trees) very typical of this area. Halfway up the slope, both to the south and north of the river, there are large areas of wooded formations (pine forest, chestnut grove, oak

forest, ...). On reaching the Omberling, there are different scrublands, and later ascending in altitude, the summit pastures. Some summits have a steep slope which hinders the development of vegetation while the rock remains on the surface.

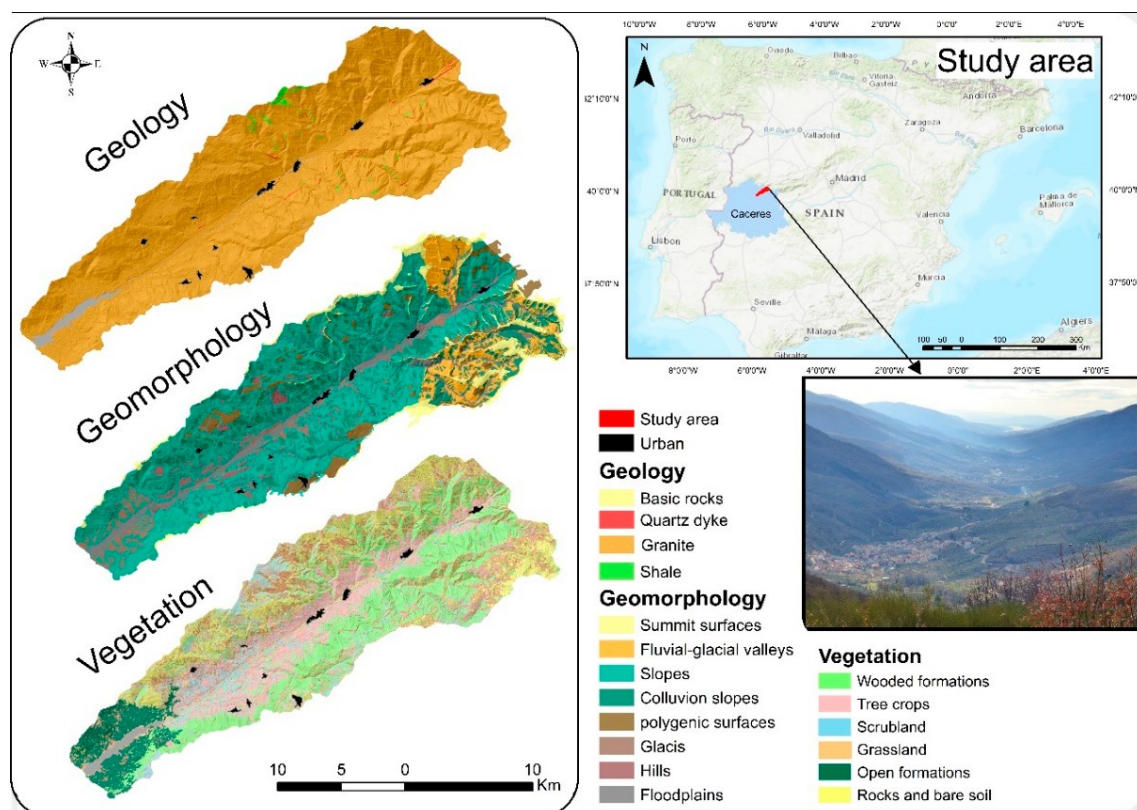


Figure 1. Study area.

Figure 1. Study area.

2.2. Methods

2.2. Methods

The methodology followed (Figure 2) for landscape mapping was that described by Martínez-Graña [32], using a supervised classification of Landsat images as vegetation mapping for the years 1994, 2000, 2010, 2019.

With ArcGIS 10.8 software, the mapping of homogeneous units was carried out, from the union between lithology and geomorphological domain mapping. Once the union of these mappings was carried out, 29 homogeneous units were obtained. To simplify these mappings, all units not representative of the study area were discarded, such as quartz dykes and colluviated slopes, basic rock slopes and colluviated slopes and schist slopes and colluviated slopes, were unified. Finally, the 18 homogeneous units, most representative of the study area, were mapped.

Landsat images were downloaded from the U.S. Geological Survey (<https://earthexplorer.usgs.gov/>), accessed on 21 July 2021). These images were taken between the months of April, May, or June of the years 1994, 2000, 2010, and 2019. It was decided to use images from Landsat satellites since they were the free satellites with the highest resolution available during the entire study period. The use of images from other satellites, such as Sentinel 2, was considered, but only images from 2015 were available, so we would only have had the latest image to study and with a different resolution, so the surfaces to be compared could have varied. In the end, this option was discarded to homogenize the data as much as possible.

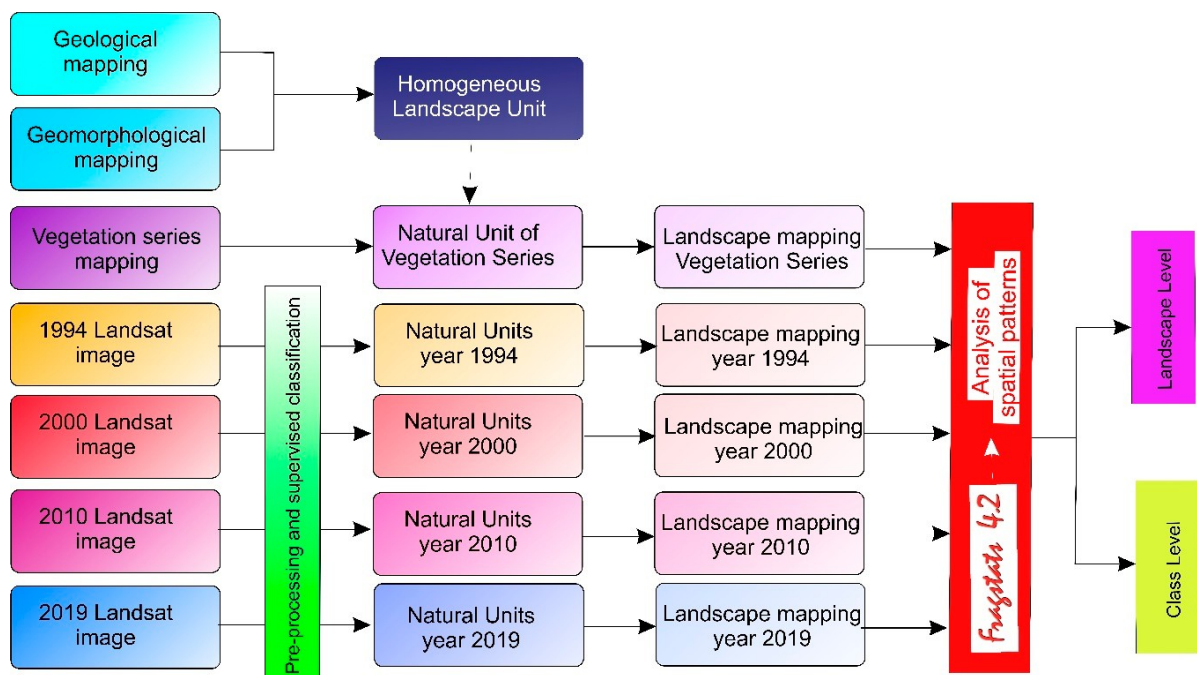


Figure 2. General methodology.

Landsat images were subjected to radiometric and atmospheric corrections (https://esphree.photometrics.com/) to be image corrected. Once the images were of a good quality, the images of the years 1994, 2000, 2010, and 2019 in a row and with the help of the photos of the satellite years they were the classification with the original resolution available in the land cover studies period. The use of images from other satellites based on supervised classification into high resolution 2015 photos available study was done, the availability of the latest year was available and the training areas could be delimited with great precision and a highly accurate mapping could be obtained.

Once the study areas were delimited, we proceeded to calculate the spectral signatures of each defined class, in order to extrapolate each pixel value of each class of the training area from the rest of the image. The supervised classification was performed by the maximum likelihood process, this method makes a statistical study (mean and standard deviation) of the pixel values of the training areas and calculates the probability of the values of the external indices to the training areas of belonging to one class or another, while the class with the highest probability is the one assigned to it.

After the supervised classification, a Majority filter was performed, thus filtering the neighboring contiguous cells of the larger size classes and avoiding the salt and pepper effect of supervised classification.

Once the study areas were delimited, we proceeded to calculate the spectral signatures of each defined class, in order to extrapolate each pixel value of each class of the training area from the rest of the image. The supervised classification was performed by the maximum likelihood process, this method makes a statistical study (mean and standard deviation) of the pixel values of the training areas and calculates the probability of the values of the external indices to the training areas of belonging to one class or another, while the class with the highest probability is the one assigned to it.

Land uses were classified into 10 main classes (water, forest, forest, cherry crops, treeless, scrub, snow, rocky, urban, burned area, clouds) to make the data homogeneous and to be able to analyze their parameters in the landscape as a whole.

After the supervised classification, a Majority filter was performed, thus filtering the neighboring contiguous cells of the larger size classes and avoiding the salt and pepper effect of supervised classification.

5 vegetation series of the 37 existing in Spain. The vegetation series present in the study area have been reclassified (Table 1) in the denomination of the vegetation classes used in the present work in order to make a comparison of potential vegetation and real vegetation. The Kappa index had to have been greater than 0.75 [33,34].

Land uses were classified into 10 main classes (water, forest, forest, cherry crops, treeless, scrub, snow, rocky, urban, burned area, clouds) to make the data homogeneous and to be able to analyze their parameters in the landscape as a whole.

	CONTAG=	5 of 15
	$\frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m [P_i \times \frac{g_{ik}}{n}] \times [\ln P - \frac{g_{ik}}{n}]}{2 \ln(m)}$	It measures the per-
Contagion	$[1 + \frac{\sum_{i=1}^{m-1} \sum_{k=1}^{m-1} g_{ik}}{2 \ln(m)}] \times (100)$	centage of adjacency between classes, in re-
<p>Table 2. Reclassification of the landscape obtained by the vegetation mapping used for the study. (CON-TAG) type; g_{ik} = number of adjacencies between pixels of patch types i and k based on the double count method; m = number of patch types present in the landscape, in-</p>		
	Vegetation Series	Vegetation Unit
Landscape	<p>Serie bejarano-gradense silicícola from <i>Festuca pinnatifida</i> Serie bejarano-gredense occidental and salmantina silicícola from <i>Cytisus pungans</i> DIVISION = $[\frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n (a_{ij})^2}{(\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n a_{ij})^2}]$</p>	<p>these. Grassland Scrubland areas of the landscape</p>
Division Index (DI- VISION)	<p>Serie carpetano-ibérico-alcarrena sub-húmida silicícola from <i>Q. pyrenaica</i> Serie luso-extremadura total landscape from <i>Q. rotundifolia</i> Serie luso-extremaduraense silicícola from <i>Q. rotundifolia</i> Geoserie riparia mediterránea</p>	<p>are not located in the same habitat frag- mented formations Wooded formations Wooded formations</p>
Connec- tance In-	$CONNECT = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m \frac{j=k}{n_i(n_j-1)}}{n_i(n_j-1)} (100)$	It is the percentage of the total tesserae or of
<p>Then, the corresponding union of the homogeneous patch mappings with the different vegetation mappings obtained from the vegetation distance map and supervised classifica- (CON- tions from habitat patches of the landscape 1994, 2000, 2010, 2017) were carried out, giving rise to the natural unit mappings. (i). distance.</p>		
Proximity	<p>In the mapping of natural units, 59 units were obtained and simplified in the following way: $a = \text{area (m}^2\text{)}$ $PROX = \frac{\sum_{g=1}^h h_{ijg}}{n_{ijg}}$</p>	Sum of the areas of
	<p>(n_{ijg}) of patch ijs within specified neighbor- tesserae of the same</p>	
1. Inde	<p>Very small units, smaller than 2 hectares, were eliminated. hood (m) of patch ij; h_{ijg} = distance (m) between patch class whose edges are</p>	
2. (PROX)	<p>Units adjacent and similar to the most representative neighboring units were unified, ijs and patch ijs, based on patch edge-to-edge distance, at a specific radius.</p>	
	<p>as long as the extension of the different units was not significant.</p>	
3. Fragm-	<p>The field study showed that the simplified landscape units were not representative of Spatial disaggregation</p>	
4. tion (E)	<p>The result was 8 landscape units (Table 2). $F = \frac{NP \times 2 \times EN \times (PD)}{PD}$</p>	of patches or habitat types in a given area.

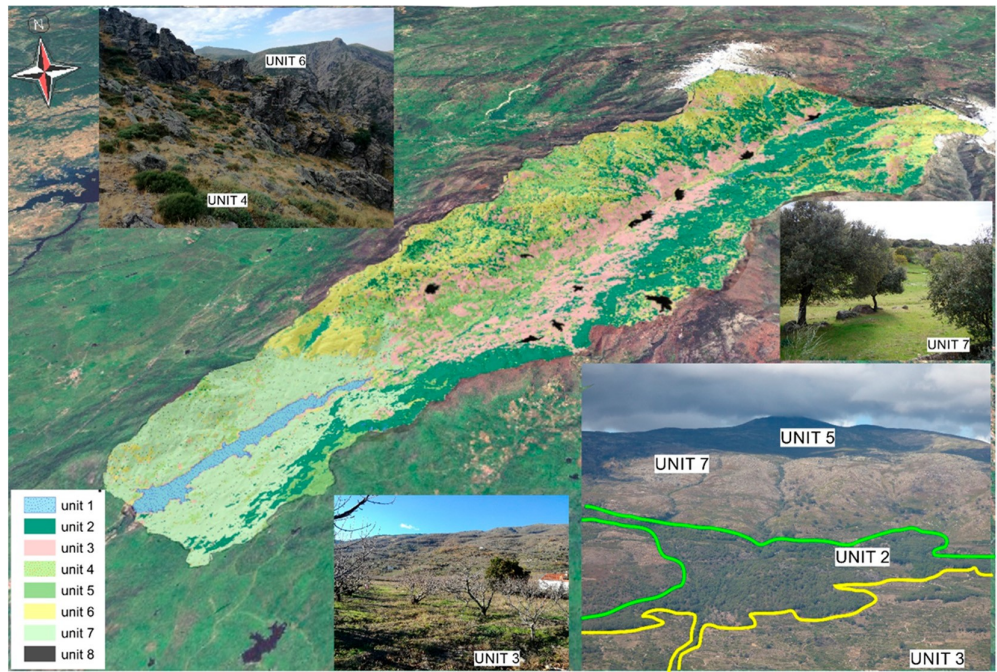


Figure 3. 3D modeling of landscape units with reconnaissance field images of the most representative landscape units.

Table 2. Ending landscape unit.

Landscape Units	Characteristics of the Unit
Unit 8	Urban landscape.
Unit 7	Glacis and slope in granites with open formations.
Unit 6	Summits and slopes in rocky outcrop granitoids and bare soil.
Unit 5	Polygenic surfaces in scrubland granitoids.
Unit 4	Summits and fluvial-glacial valleys in grassland granite.
Unit 3	Slope y colluvion slope in granites of tree crops.
Unit 2	Slopes and colluvial slopes in granites of wooded formations.
Unit 1	Water landscape

Finally, with the data collected, with the software Fragstat v4.2.1 [36] the analyses of the spatial and ecological patterns of the Jerte Valley were carried out. Fragstat is a software that allows the quantification of landscape patterns, which is a prerequisite for the study of landscape relationships with the processes that degrade it. Fragstat calculates a set of indices and variables that quantitatively describe the level of fragmentation and spatial distribution of land use and land cover.

These analyses were carried out with the help of indices that describe the different classes or patches of the units or allow a description of the landscape as a whole.

The indices used are those described in Table 3.

Table 3. Index Fragstat.

Index	Equation	Observations
Total Area (TA)		TA equals the total area (ha) of the landscape
Number of Patches (NP)		NP is the number of patches of the corresponding patch type.
Mean Patch Area (ÁREA_MN)		It is the average of the area of the patches (ha)
Radius of Gyration (GYRATE)	$Hijr = \frac{\sum_{r=1}^z Z}{Z}$ <i>Hijr</i> = distance (m) between cell <i>ijr</i> and the centroid of patch <i>jr</i> , based on cell center-to-cell center distance; <i>Z</i> = number of cells in patch <i>ij</i> .	It is equal to the distance in m, between each pixel of the fragment and its corresponding centroid.
Patch Density (PD)	$PD = \frac{Ni}{A} \times (10.000) \times (100)$ <i>Ni</i> = number of patches in the landscape of patch type (class) <i>i</i> ; <i>A</i> = total landscape area (m ²).	Number of fragments in this category for the total area.
Interspersion and Juxtaposition Index (IJI)	$IJI = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=i+1}^m \frac{e_{ik}}{E} \times \ln\left(\frac{e_{ik}}{E}\right)}{\ln(0.5[m(m-1)])} \quad (100)$ <i>e_{ik}</i> = total length (m) of edge in landscape between patch types <i>i</i> and <i>k</i> ; <i>E</i> = total length (m) of edge in landscape, excluding background; <i>m</i> = number of patch types present in the landscape, including the landscape border, if present.	This is the interspersion observed over the maximum probable dispersion according to the number of categories.
Shannon’s Diversity Index (SHDI)	$SHDI = -\sum_{i=1}^m (P_i \times \ln P_i)$ <i>P_i</i> = proportion of the landscape occupied by patch type (class) <i>i</i> .	Relative abundance of different types of coverage in the landscape.
Shannon’s Evenness Index (SHEI)	$SHEI = \frac{SHDI}{\ln m}$ <i>P_i</i> = proportion of the landscape occupied by patch type <i>i</i> ; <i>m</i> = number of patch types present in the landscape, excluding the landscape border if present.	It is the Shannon diversity index divided by the maximum diversity index expected for the classes.
Simpson’s Diversity Index (SIDI)	$SIDI = 1 - \sum_{i=1}^m P_i^2$ <i>P_i</i> = proportion of the landscape occupied by patch type (class) <i>i</i> .	Probability that two patches belong to the same class.

Table 3. Cont.

Index	Equation	Observations
Patch Cohesion Index (COHESION)	$COHESION = \left[1 - \frac{\sum_{j=1}^n P_{ij}^*}{\sqrt{a_{ij}^*}} \right] \times \frac{1}{1 - \sqrt{\frac{1}{Z}}} \times (100)$ <p>P_{ij}^* = perimeter of patch ij in terms of number of cell surfaces; a_{ij}^* = area of patch ij in terms of number of cells. Z = total number of cells in the landscape.</p>	It measures the physical connectivity of the analysed category.
Landscape Shape Index (LSI)	$LSI = \frac{25E^*}{\sqrt{A}}$ <p>E^* = total length (m) of edge in landscape; includes the entire landscape boundary and some or all background edge segments; A = total landscape area (m²).</p>	Provides a standardised measure of total edge or edge density to suit the size of the landscape.
Contagion Index (CONTAG)	$CONTAG = \left[1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m \frac{g_{ik}}{P_i \times P_k}}{2 \ln(m)} \right] \times (100)$ <p>P_i = proportion of the landscape occupied by patch type; g_{ik} = number of adjacencies between pixels of patch types i and k based on the double-count method; m = number of patch types present in the landscape, including the landscape border if present.</p>	It measures the percentage of adjacency between classes, in relation to the maximum possible considering the frequency of these.
Landscape Division Index (DIVISION)	$DIVISION = \left[1 - \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \frac{a_{ij}^2}{A} \right]$ <p>a_{ij} = area (m²) of patch ij. A = total landscape area (m²).</p>	Probability that two areas of the landscape are not located in the same habitat fragment.
Connectance Index (CONNECT)	$CONNECT = \left[\frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=k}^n c_{ijk}}{\sum_{i=1}^m \frac{n_i(n_i-1)}{2}} \right] (100)$ <p>c_{ijk} = joining between patch j and k of the same patch type, based on a user-specified threshold distance; n_i = number of patches in the landscape of each patch type (i).</p>	It is the percentage of the total tesserae or of a class connected according to a threshold distance.
Proximity Index (PROX)	$PROX = \sum_{g=1}^n \frac{a_{ijg}}{h_{ijg}^2}$ <p>a_{ijg} = area (m²) of patch ij within specified neighborhood (m) of patch ij; h_{ijg} = distance (m) between patch ij and patch ij, based on patch edge-to-edge distance, computed from cell center to cell center.</p>	Sum of the areas of tesserae of the same class whose edges are at a specific radius.
Fragmentation (F)	$F = \frac{TA}{NP \times 2 \times ENN_{MN} \left(\frac{PD}{n} \right)}$	Spatial disaggregation of patches or habitat types in a given area.

3. Results

The supervised rankings performed for the years 1994, 2000, 2010, and 2019 obtained a Kappa index higher than 0.75 (Table 4), so the mapping was accepted for study:

Table 4. Kappa index and overall accuracy for supervised classification (material complementary).

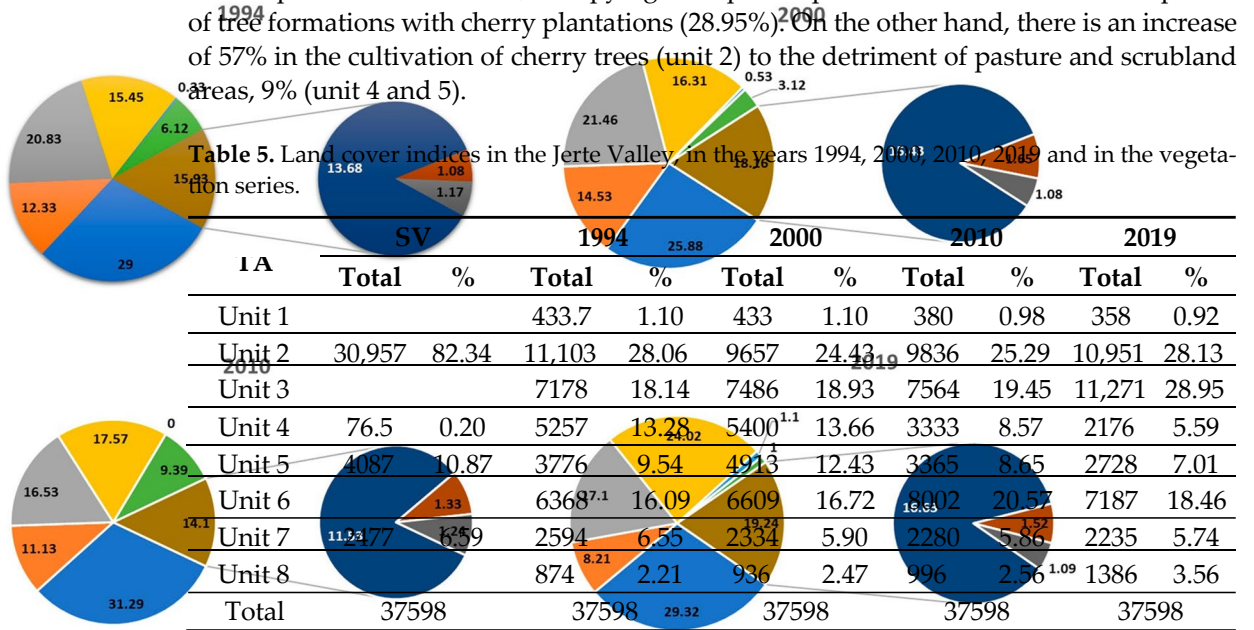
Year	Parámetros de Imágenes	Kappa Index	Overall Accuracy
1994	LT05_L1TP_202032_19940314_20180217_01_T1	0.92	0.93
2010	LT05_L1TP_202032_20100310_20161016_01_T1	0.76	0.80

2000	LT05_L1TP_202032_20000314_20180312_01_T1 0.88	0.91
2019	LC08_L1TP_202032_20190303_20190309_01_T10.86	0.88

The changes in land use in the Jerte Valley can be seen in Figure 4. The land use changes obtained in the Jerte Valley can be seen in Figure 3. There is a clear increase in the cultivation of cherry trees, a minimal loss in the extent of forests, with a decrease in scrubland in the years 2000 and 2020 where wildfires were notable.

The changes in land use in the Jerte Valley can be seen in Figure 4. The land use changes obtained in the Jerte Valley can be seen in Figure 3. There is a clear increase in the cultivation of cherry trees, a minimal loss in the extent of forests, with a decrease in scrubland in the years 2000 and 2020 where wildfires were notable.

The development of human activities in the environment has greatly conditioned the landscape in recent decades, occupying the optimal potential areas for the development of tree formations with cherry plantations (28.95%). On the other hand, there is an increase of 57% in the cultivation of cherry trees (unit 2) to the detriment of pasture and scrubland areas, 9% (unit 4 and 5).



The analysis of landscape structure was based on territorial changes in vegetation cover, geomorphology, and land use in recent decades. It was necessary to analyze land cover together with the models and management systems adopted in order to correctly assess the significance of the changes detected.

Figure 4. Evolution of land cover and land use in the Jerte Valley. According to the values obtained in the diversity (SHDI and SIDI) and evenness (SHEI) indices, in the last three decades (Figure 6), heterogeneity and complexity are being lost.

Based on the maps of landscape units for the study years 1994, 2000, 2010, and 2019, the data obtained were analyzed (Figure 5). The statistical study began in 1994. Taking as a reference the vegetation series of Rivas Martínez, as potential vegetation, it can be observed that the proportion of land occupied by tree formations is much lower than would be expected (Table 5).

Table 5 also specifies by wooded (*Q. ilex* and *Q. subcoccinea*), and pine (*P. pinaster*) formation of the vegetation series (unit 3) is higher than expected. In the initial stages of landscape evolution, there, the changes

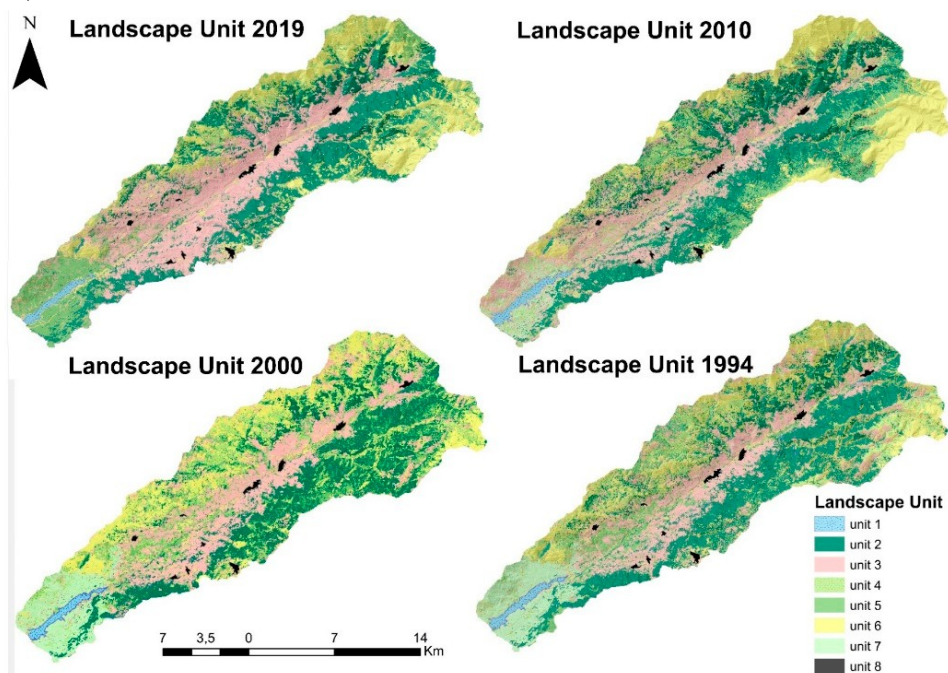


Figure 5. Multi-temporal spatial distribution of the natural units in the study area.

Table 5. Land cover indices in the Jerte Valley, in the years 1994, 2000, 2010, 2019 and in the vegetation series.

TA	SV		1994		2000		2010		2019	
	Total	%	Total	%	Total	%	Total	%	Total	%
Unit 1			433.7	1.10	433	1.10	380	0.98	358	0.92
Unit 2	30,957	82.34	11,103	28.06	9657	24.43	9836	25.29	10,951	28.13
Unit 3			7178	18.14	7486	18.93	7564	19.45	11,271	28.95
Unit 4	76.5	0.20	5257	13.28	5400	13.66	3333	8.57	2176	5.59
Unit 5	4087	10.87	3776	9.54	4913	12.43	3365	8.65	2728	7.01
Unit 6			6368	16.09	6609	16.72	8002	20.57	7187	18.46
Unit 7	2477	6.59	2594	6.55	2334	5.90	2280	5.86	2235	5.74
Unit 8			874	2.21	936	2.47	996	2.56	1386	3.56
Total	37,598		37,598		37,598		37,598		37,598	

Table 5 also shows how, in 1994, 28% of the surface area of the Jerte Valley was occupied by wooded formations (unit 2), such as oak (*Quercus pyrenaica*), chestnut (*Castanea sativa*), and pine (*Pinus sylvestris*), as opposed to 82% according to the optimum development of the vegetation series. It can also be observed that the presence of grassland areas (unit 3) is higher (13%) due to the traditional cultural uses of the land and its use for grazing, initial stages of recolonization of areas affected by forest fires, deforestation, etc. This stage of landscape development was taken as the initial situation, year 1994, and from there, the changes in the landscape over the last decades were studied.

The development of human activities in the environment has greatly conditioned the landscape in recent decades, occupying the optimal potential areas for the development of tree formations with cherry plantations (28.95%). On the other hand, there is an increase of 57% in the cultivation of cherry trees (unit 2) to the detriment of pasture and scrubland areas, 9% (unit 4 and 5).

The analysis of landscape structure was based on territorial changes in vegetation cover, geomorphology, and land use in recent decades. It was necessary to analyze land cover together with the models and management systems adopted in order to correctly assess the significance of the changes detected.

According to the values obtained in the diversity (SHDI and SIDI) and evenness (SHEI) indices, in the last three decades (Figure 6), heterogeneity and complexity are being lost in the landscape pattern. The number of patches is decreasing, becoming larger, more compact, and with simpler shapes. The grouping of tesseræ causes a decrease in ecotones and has direct repercussions on the richness of species present in the environment. This evolution is largely due to the increase in agroforestry practices, forest management, and disturbances such as forest fires.

Once the spatial patterns and metrics of area, density, and landscape aggregation were analyzed (Table 6), it could be said that there is an increase in homogeneity at the landscape level in the study area, which corroborates the results obtained in reference to diversity.

The number of patches has almost halved from 16,023 in 1994 to 8183 in 2019. This has caused the patch density to decrease by 50%. Their average area of occupancy has doubled, indicating that we have fewer and larger patches. Likewise, the cohesion index, Landscape Shape Index, and the Interspersion and Juxtaposition Index have increased, which means that the masses maintain a moderately high degree of intermixing despite their tendency to homogenization.

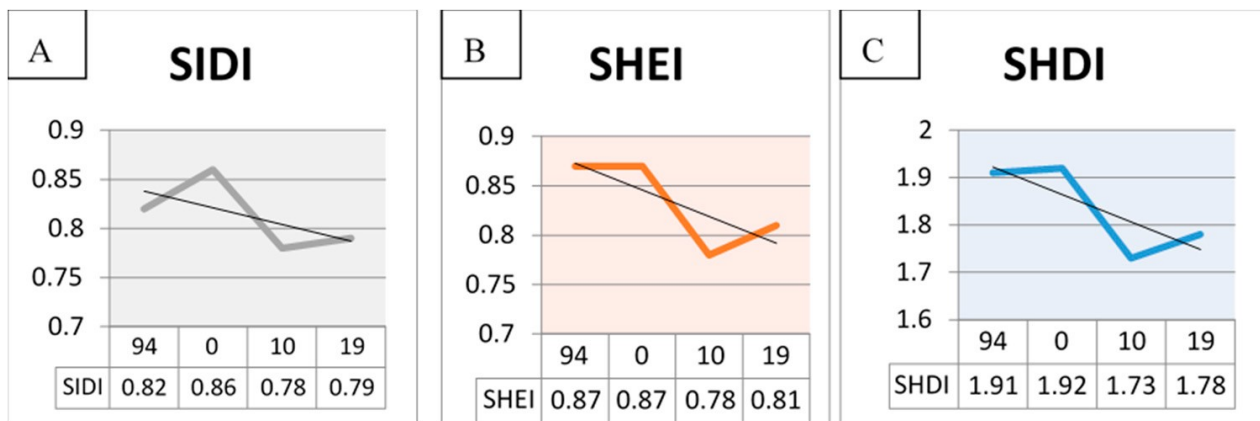


Figure 6. Diversity indices, the thick lines and their values are the values of the indices in the different years; the thinner lines are the trend of each index. (A) Graph of Simpson's Diversity Index, (B) Graph of Shannon's Evenness Index, (C) Graph of Shannon's Diversity Index.

Table 6. Table of area, density and landscape aggregation metrics obtained by the FRAGSTAT software.

Once the spatial patterns and metrics of area, density, and landscape aggregation were analyzed (Table 6), it could be said that there is an increase in homogeneity at the landscape level in the study area, which corroborates the results obtained in reference to diversity.

The number of patches has almost halved from 16,023 in 1994 to 8183 in 2019. This

has caused the patch density to decrease by 50%. Their average area of occupancy has

doubled, indicating that we have fewer and larger patches. Likewise, the cohesion index, Landscape Shape Index, and the Interspersion and Juxtaposition Index have increased, which means that the masses maintain a moderately high degree of intermixing despite their tendency to homogenization.

17% increase of the Euclidean Nearest Neighbor Distance Mean. While the degree of fragmentation decreases by 200% (0.15, remember that it is inverse).

Table 6. Table of area, density and landscape aggregation metrics obtained by the FRAGSTAT software.

Area, Density and Aggregation Metrics	1994	2000	2010	2019
Total area (TA)	37,598	37,598	37,598	37,598
Number of Patches (NP)	16,023	15,939	9820	8183
Patch Density (PD)	40.48	40.31	25.48	20.69
Radius of Gyration (GYRATE_MN)	47.21	48.90	49.29	57.87
Landscape Shape Index (LSI)	83.32	86.71	50.54	55.25
Mean Patch Area (AREA_MN)	2.47	2.4805	3.92	4.83
Largest Patch Index (LPI)	16.72	10.53	27.25	23.33
Euclidean Nearest Neighbor Distance Mean (EMM_MN)	141.70	142.01	149.61	166.43
Contagion Index (CONTAG)	30.20	28.10	39.3	40.85

Interspersion and juxtaposition index (IJI) similar character being pasture areas subjected to a strong anthropogenic influence, requires

Connectance Index (CONNECT)	0.36	0.35	0.48	0.48
Landscape Division Index (DIVISION)	0.95	0.97	0.89	0.91
Proximity Index (PROX)	169	124	551	295

detailed analysis and study. Large variations in fragmentation are observed, which can be explained by the agrosilvopastoral treatments to which this habitat is subjected.

Table 7. Table of area, density, and aggregation metrics of the patches obtained by the FRAGSTAT software. Where: TA: Total area; NP: Number of Patches; PD: Patch Density; AREA_MN: Mean Patch Area; IJI: Interspersion and Juxtaposition Index; Frag: Fragmentation Index.

		Unit 2	Unit 3	Unit 4	Unit 5	Unit 6	Unit 7	Unit 8
1994	TA	11103.25	7178.5	5257	3776	6368.5	874	2594
	NP	2517	2433	3555	3547	2728	825	19
	PD	6.36	6.148	8.983	8.962	6.893	2.085	0.048
	AREA_MN	4.41	2.95	1.47	1.06	2.33	1.05	136.52
	LSI	62.159	63.268	73.399	72.484	62.853	31.445	16.441
	ENN_MN	132.46	139.07	134.83	132.38	138.87	229.17	104.34
	IJI	74.018	78.363	76.914	64.811	72.291	72.84	66.494
	F	0.82	0.54	0.19	0.14	0.38	0.35	4281
2000	TA	9657	7486	5400	4913	6609	713	2334
	NP	2483	2407	3423	3740	2568	965	48
	PD	6.28	6.09	8.66	9.46	6.5	2.44	0.121
	AREA_MN	3.88	3.11	1.57	1.31	2.57	0.73	48.62
	LSI	64.59	63.86	73.26	81.51	62.31	31.97	20.516
	ENN_MN	137.41	138.72	136.27	128.65	142.1	223.7	106.79
	IJI	69.44	80.1	77.24	65.18	74.66	68.72	66.835
	F	0.71	0.58	0.21	0.17	0.44	0.21	589
2010	TA	9836	7564	3333	3365	8002	996	2280
	NP	1523	1600	2620	1489	1811	338	56
	PD	3.95	4.15	6.8	3.86	4.7	0.88	0.54
	AREA_MN	8.76	4.72	1.27	2.26	4.41	1.35	5.11
	LSI	50.53	51.7	58.96	43.5	35.49	19.12	19.13
	ENN_MN	127.05	138.91	147.96	155.86	160.85	217.14	117.58
	IJI	73.75	69.78	74.27	57.78	69.53	74.61	62.09
	F	2.02	1.29	0.2	0.59	0.92	2.43	100
2019	TA	10951	11271	2176	2729	7188	1386	2236
	NP	1143	1216	1707	2064	1334	348	39
	PD	2.89	3.07	4.32	5.22	3.37	0.88	0.10
	AREA_MN	9.58	9.26	1.27	1.32	5.38	1.67	57.32
	LSI	39.08	37.17	46.39	50.75	38.06	20.18	14.65
	ENN_MN	149.84	139.19	178.83	162.20	167.69	269.81	108.49
	IJI	71.53	77.71	78.63	66.25	71.05	66.49	69.90
	F	3.48	3.40	0.26	0.25	1.50	2.63	841

Valuable assessments can be obtained from the yearly detailed analysis. The year 2010 deserves a special comment since the initial data used for the mapping of landscape units contained parts covered by snow (unit 6). Snow represents an important and common disturbance in vegetation and, in general, in mountain areas. It highlights changes in landscape heterogeneity in annual and sub-annual space. In this particular case, it causes

notably high levels in the cohesion and proximity index, and a decrease in the interdispersion and juxtaposition index. In addition, the area occupied by bare soil (snow) increases significantly to the detriment of areas of scrub and grassland, typical of mountain areas where snow accumulates.

Finally, it should be noted that the evolution of urban infrastructures shows a stable, moderate growth and does not represent a problem for the landscape, with diffuse anthropic pressure being practically non-existent, apart from some isolated agricultural and livestock constructions.

4. Discussion

The identification of changes in land use over the last 50 years makes it possible to identify the environmental impact that has occurred in the territory. The decrease in the area of snow, the increase in crop and urban areas, demonstrate an impact generated by anthropogenic activity in the area, mainly by the cherry tree cultivation activity. In other landscape evolution simulation studies, remote sensing techniques were used [33], with classification metrics between 80 and 90% of the images studied for the classification of the extent of tropical forest fragmentation [3] and a supervised classification methodology and landscape indices for landscape fragmentation simulations [37].

The analysis of the areas of occupation of the different types of land use allows a preliminary evaluation of the evolution of the territory. As previously mentioned, the landscape is a dynamic entity in continuous spatial and temporal evolution [38]. The environmental mosaic present in the Jerte Valley is quite heterogeneous and, therefore, the agents that cause these changes are diverse. The most important are: geomorphological agents in the areas of rock and bare soil, where they are the main modelers of the landscape together with the climate; and, in the areas dominated by vegetation, (geobotanical landscape) it is the plants that modify the edaphoclimatic conditions of the area. In addition, we are in a territory with a growing human influence, which determines a much more accelerated time scale of changes due to the disturbances caused by their activities.

Curiously, as a consequence of the change in climatic conditions, the optimal areas for cherry cultivation are no longer the valley bottoms and slopes, but now occupy the higher areas (scrub and pasture). It is a phenomenon marked in other territories with other fruit crops and especially for grapevine [39]. Ultimately it is a consequence of climate change. Presumably, this trend will continue until the lithological and edaphological conditions mean that the land cannot be cultivated, even with the application of the current techniques of farming [40].

Another of the recurrent landscape disturbances in the Jerte Valley and in other areas with a Mediterranean climate are forest fires [41]. At an ecological level, they can be beneficial for the maintenance of the forest structure if they do not occur too frequently, in limited areas, or in areas with a subarid climate. In these cases, they cause simplification of the environmental mosaics [42]. In the study area, forest fires in recent years have mainly affected scrub and grassland areas (see the decrease in the area of occupancy for the year 2020), minimizing their ecological effects, compared to the foreseeable consequences of affecting complex tree formations.

The naturalization of pastures, together with the growth of cherry orchards, has caused the landscape mosaic to change and present more homogeneity and less diversity. It is an unstable and singular situation, since at the same time the natural and cultural landscapes are advancing, giving rise to a common result. This situation can lead to the generation of a cyclical dynamic based on the recurrent occurrence of fires, which is not typical of this territory and can lead to the loss of biological and environmental resources, increased erosion [43], ecological imbalances, etc.

The expansion of cherry trees towards the highlands could be a partial mitigation of the effects described above, enhancing the coexistence of valuable cultural and natural elements. This would favor the maintenance of anthropized areas with lower fire risk and greater economic and ecological potential. Another favorable measure would be

the maintenance of extensive livestock farming, both in pasture areas and in mountain pastures, since it plays a fundamental role in the conservation of these habitats, as well as the geobotanical, genetic, and landscape diversity found in them [44].

Dehesa grassland systems have been found to present a high and changing fragmentation of the stippled or mottled type due to the type of management. They are very heterogeneous but harbor a greater diversity than other equivalent potential systems and are therefore a priority for conservation.

5. Conclusions

Previous work has been carried out combining landscape metrics and remote sensing, however, changes in land use have not been studied with this methodology. In the present study, the importance of land use changes in landscape dynamics is highlighted by systematically analyzing landscape evolution using spatial patterns and indices of diversity, dominance, form, and fragmentation. The scenarios analyzed reveal a trend towards homogenization of the territory with loss of diversity and changes in natural dynamics, largely caused by human influence (cherry tree cultivation) and major disturbances created by forest fires.

The research has shown that the analysis of landscape patterns in a multi-temporal study allows both the analysis of changes in past land uses and the promotion of actions for the future conservation of land uses that are positive for the landscape, allowing compliance with conservation strategies, as well as the evaluation of the causes and consequences of large-scale actions or disturbances in the landscape. In addition, the use of geographic information systems, remote sensing, and spatial analysis software allows the evaluation and integration of many geo-environmental parameters that form the landscape, enabling the development of a base cartography of superior detail and quality; and enables the spatio-temporal and statistical analysis of landscape units and their effect on the environment. This methodology can be implemented in different regions with similar characteristics, large areas with a large number of classes, remote regions, difficult to access, etc. For the future, we intend to apply this methodology for shorter time intervals and to see the gradual modification of the landscape for annual periods to observe whether the landscape modifications are gradual or abrupt. It is a fundamental tool for the proper management of land use, land use planning, and environmental conservation. Institutions and territorial managers will be able to adapt the policies and programs of each region to each present and future scenario, adapting this generic methodology to particular situations, thus achieving objective and comparable parameters, extremely useful for decision making.

Author Contributions: Conceptualization, Y.S.S. and J.L.R.R.; methodology, Y.S.S., J.L.R.R., and A.M.G.; software, Y.S.S. and J.L.R.R.; validation, Y.S.S. and F.S.-F.; formal analysis, A.M.G.; investigation, Y.S.S. and M.C.; resources, A.M.G.; data curation, Y.S.S. and A.M.G.; writing—original draft preparation, Y.S.S.; writing—review and editing, A.M.G.; visualization, M.C.; supervision, A.M.G. and F.S.-F.; project administration, A.M.G.; funding acquisition, A.M.G. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research was funded by the project SA044G18 of the Regional Government of Castilla y Leon, and the GEAPAGE research group (Environmental Geomorphology) of the University of Salamanca.

Acknowledgments: This research was funded by the project SA044G18 of the Regional Government of Castilla y Leon, and the GEAPAGE research group (Environmental Geomorphology) of the University of Salamanca.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. Farina, A. *Ecología del Paisaje*; Universidad de Alicante: San Vicente de Raspeig, Spain, 2011; ISBN 978-84-9717-167-0.
2. Hunziker, M.; Felber, P.; Gehring, K.; Buchecker, M.; Bauer, N.; Kienast, F. Evaluation of landscape change by different social groups: Results of two empirical studies in Switzerland. *Mt. Res. Dev.* **2008**, *28*, 140–147. [[CrossRef](#)]

3. Shi, X.; Feng, G.; Yi, Y.; Zou, Y.; Ge, H.; Su, P. Temporal and Spatial Evolution Characteristics and Ecological Risk Assessment of Land Use Landscape Patterns in Central Zhejiang Urban Agglomeration. *Nongye Jixie Xuebao/Trans. Chin. Soc. Agric. Mach.* **2020**, *51*, 242–251. [[CrossRef](#)]
4. Chhogyel, N.; Kumar, L.; Bajgai, Y. Spatio-temporal landscape changes and the impacts of climate change in mountainous Bhutan: A case of Punatsang Chhu Basin. *Remote Sens. Appl. Soc. Environ.* **2020**, *18*, 100307. [[CrossRef](#)]
5. Cornejo-Denman, L.; Romo-Leon, J.R.; Hartfield, K.; van Leeuwen, W.J.D.; Ponce-Campos, G.E.; Castellanos-Villegas, A. Landscape dynamics in an iconic watershed of Northwestern Mexico: Vegetation condition insights using landsat and planetscope data. *Remote Sens.* **2020**, *12*, 2519. [[CrossRef](#)]
6. Swan, M.; Christie, F.; Steel, E.; Sitters, H.; York, A.; Di Stefano, J. Ground-dwelling mammal diversity responds positively to productivity and habitat heterogeneity in a fire-prone region. *Ecosphere* **2020**, *11*, e03248. [[CrossRef](#)]
7. Li, H.; Reynolds, J.F. On definition and quantification of heterogeneity. *Oikos* **1995**, *73*, 280–284. [[CrossRef](#)]
8. Martínez-Graña, A.M.; Goy, J.L.; Zazo, C.; Silva, P.G.; Santos-Francés, F. Configuration and evolution of the landscape from the geomorphological map in the natural parks Batuecas-Quilamas (central system, SW Salamanca, Spain). *Sustainability* **2017**, *9*, 1458. [[CrossRef](#)]
9. Mariotti, G.; Spivak, A.C.; Luk, S.Y.; Ceccherini, G.; Tyrrell, M.; Gonnea, M.E. Modeling the spatial dynamics of marsh ponds in New England salt marshes. *Geomorphology* **2020**, *365*, 107262. [[CrossRef](#)]
10. Gardner, J. How water, wind, waves and ice shape landscapes and landforms: Historical contributions to geomorphic science. *Geomorphology* **2020**, *366*, 106687. [[CrossRef](#)]
11. Cantonati, M.; Segadelli, S.; Spitale, D.; Gabrieli, J.; Gerecke, R.; Angeli, N.; De Nardo, M.T.; Ogata, K.; Wehr, J.D. Geological and hydrochemical prerequisites of unexpectedly high biodiversity in spring ecosystems at the landscape level. *Sci. Total Environ.* **2020**, *740*, 140157. [[CrossRef](#)]
12. Clément, F.; Ruiz, J.; Rodríguez, M.A.; Blais, D.; Campeau, S. Landscape diversity and forest edge density regulate stream water quality in agricultural catchments. *Ecol. Indic.* **2017**, *72*, 627–639. [[CrossRef](#)]
13. Gao, P.; Kasimu, A.; Zhao, Y.; Lin, B.; Chai, J.; Ruzi, T.; Zhao, H. Evaluation of the temporal and spatial changes of ecological quality in the Hami Oasis based on RSEI. *Sustainability* **2020**, *12*, 7716. [[CrossRef](#)]
14. Rajakumari, S.; Sundari, S.; Meenambikai, M.; Divya, V. Impact analysis of land use dynamics on coastal features of Deshapran block, Purba East Medinipur, West Bengal. *J. Coast. Conserv.* **2020**, *24*, 1–10. [[CrossRef](#)]
15. Rodríguez-Medina, K.; Yañez-Arenas, C.; Peterson, A.T.; Ávila, J.E.; Herrera-Silveira, J. Evaluating the capacity of species distribution modeling to predict the geographic distribution of the mangrove community in Mexico. *PLoS ONE* **2020**, *15*, e0237701. [[CrossRef](#)]
16. Mantero, G.; Morresi, D.; Marzano, R.; Motta, R.; Mladenoff, D.J.; Garbarino, M. The influence of land abandonment on forest disturbance regimes: A global review. *Landsc. Ecol.* **2020**, *35*, 2723–2744. [[CrossRef](#)]
17. Naval Gund, R.R.; Jayaraman, V.; Roy, P.S. Remote sensing applications: An overview. *Curr. Sci.* **2007**, *93*, 1747–1766.
18. Arora, A.; Pandey, M.; Mishra, V.N.; Kumar, R.; Rai, P.K.; Costache, R.; Punia, M.; Di, L. Comparative evaluation of geospatial scenario-based land change simulation models using landscape metrics. *Ecol. Indic.* **2021**, *128*, 107810. [[CrossRef](#)]
19. Du, P.; Xia, J.; Zhang, W.; Tan, K.; Liu, Y.; Liu, S. Multiple Classifier System for Remote Sensing Image Classification: A Review. *Sensors* **2012**, *12*, 4764–4792. [[CrossRef](#)]
20. Abdullah, H.M.; Mahboob, M.G.; Rahman, M.M.; Ahmed, T. Monitoring natural Sal forest cover in Modhupur, Bangladesh using temporal Landsat imagery during 1972–2015. *Int. J. Environ.* **2015**, *5*, 1–7.
21. Li, C.; Wang, J.; Wang, L.; Hu, L.; Gong, P. Comparison of Classification Algorithms and Training Sample Sizes in Urban Land Classification with Landsat Thematic Mapper Imagery. *Remote Sens.* **2014**, *6*, 964–983. [[CrossRef](#)]
22. Zhang, Y.; Qin, K.; Bi, Q.; Cui, W.; Li, G. Landscape Patterns and Building Functions for Urban Land-Use Classification from Remote Sensing Images at the Block Level: A Case Study of Wuchang District. *Remote Sens.* **2020**, *12*, 1831. [[CrossRef](#)]
23. Peng, J.; Wang, Y.; Zhang, Y.; Wu, J.; Li, W.; Li, Y. Evaluating the effectiveness of landscape metrics in quantifying spatial patterns. *Ecol. Indic.* **2010**, *10*, 217–223. [[CrossRef](#)]
24. Zheng, X.; Wang, Y.; Gan, M.; Zhang, J.; Teng, L.; Wang, K.; Shen, Z.; Zhang, L.; Campbell, J.; Atzberger, C.; et al. Discrimination of Settlement and Industrial Area Using Landscape Metrics in Rural Region. *Remote Sens.* **2016**, *8*, 845. [[CrossRef](#)]
25. Aguilera, F.; Valenzuela, L.M.; Botequilha-Leitão, A. Landscape metrics in the analysis of urban land use patterns: A case study in a Spanish metropolitan area. *Landsc. Urban Plan.* **2011**, *99*, 226–238. [[CrossRef](#)]
26. Voltersen, M.; Berger, C.; Hese, S.; Schmuilius, C. Object-based land cover mapping and comprehensive feature calculation for an automated derivation of urban structure types at block level. *Remote Sens. Environ.* **2014**, *154*, 192–201. [[CrossRef](#)]
27. Zhang, Y.; Li, Q.; Huang, H.; Wu, W.; Du, X.; Wang, H. The Combined Use of Remote Sensing and Social Sensing Data in Fine-Grained Urban Land Use Mapping: A Case Study in Beijing, China. *Remote Sens.* **2017**, *9*, 865. [[CrossRef](#)]
28. Song, W.; Song, W.; Gu, H.; Li, F. Progress in the remote sensing monitoring of the ecological environment in mining areas. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2020**, *17*, 1846. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
29. Peng, Y.; Wang, Q. Spatial distribution and influencing factors of settlements in the farming–pastoral ecotone of Inner Mongolia, China. *Ecosyst. Health Sustain.* **2020**, *6*, 1771213. [[CrossRef](#)]
30. McGarigal, K.; Marks, B.J. *Fragstats: Spatial pattern analysis program for Quantifying Landscape Structure*; USDA Forest Service General Technical Report, PNW-GTR 351; USDA: Washington, DA, USA, 1995.

31. Carrasco Gonzalez, R.M. *Geomorfología del Valle del Jerte. Las Líneas Maestras del Paisaje*; Universidad de Extremadura: Cáceres, Spain, 1999.
32. Martínez-Graña, A.M.; Silva, P.G.; Goy, J.L.; Elez, J.; Valdés, V.; Zazo, C. Geomorphology applied to landscape analysis for planning and management of natural spaces. Case study: Las Batuecas-S. de Francia and Quilamas natural parks. *Sci. Total Environ.* **2017**, *584–585*, 175–188. [[CrossRef](#)]
33. Anderson, J.R.; Hardy, E.E.; Roach, J.T.; Witmer, R.E. *A Land Use and Land Cover Classification System for Use with Remote Sensor Data*; US Government Printing Office: Washington, DC, USA, 1976. [[CrossRef](#)]
34. Olaya, F.V. *Sistemas de Información Geográfica*, 1st ed.; CreateSpace Independent Publishing Platform: North Charleston, SC, USA, 2020; ISBN 9781716777660.
35. Rivas-Martínez, S.; Armaiz, C. Bioclimatología y vegetación en la Península Ibérica. *Bull. Soc. Bot. Fr. Actual. Bot.* **1984**, *131*, 110–120. [[CrossRef](#)]
36. McGarigal, K.; Cushman, S.A.; Ene, E. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer Software Program Produced by the Authors at the University of Massachusetts, Amherst. 2012. Available online: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html (accessed on 15 July 2021).
37. Pynogrope, O.R.; Kumar, M.; Pebam, R.; Singh, S.K.; Kundu, A.; Lal, D. Investigating forest fragmentation through earth observation datasets and metric analysis in the tropical rainforest area. *SN Appl. Sci.* **2021**, *3*, 705. [[CrossRef](#)]
38. Wu, J.-M.; Cai, C.-C.; Sun, H.; Yao, J.-H.; Chen, W.; Gu, J.-S.; Jiang, J.-B. Spatiotemporal evolution and driving force analysis of fractional vegetation coverage over the urban belt along the Yellow River in Ningxia. *Arid Zo. Res.* **2020**, *37*, 696–705. [[CrossRef](#)]
39. Sánchez, Y.; Martínez-Graña, A.M.; Santos-Francés, F.; Yenes, M. Index for the calculation of future wine areas according to climate change application to the protected designation of origin Sierra de Salamanca (Spain). *Ecol. Indic.* **2019**, *107*, 105646. [[CrossRef](#)]
40. Asins Velis, S.; Sánchez Díaz, J. Inclusión de las estrategias de control de la erosión de laderas aterrazadas en las políticas de paisaje. *Comun. Congresos.* **2011**, 565–568.
41. Sánchez, Y.; Martínez-Graña, A.; Santos Francés, F.; Mateos Picado, M. Mapping wildfire ignition probability using sentinel 2 and LiDAR (Jerte Valley, Cáceres, Spain). *Sensors* **2018**, *18*, 826. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
42. Moreno, J.M. Cambio global e incendios forestales: Una visión desde España. In Proceedings of the 4a Conferencia Internacional Sobre Incendios Forestales (CD) DGB/MMA, Sevilla, Spain, 13–17 May 2007.
43. Sholagberu, A.T.; Mustafa, M.R.; Yusof, K.W.; Hashim, A.M. Geo-statistical based susceptibility mapping of soil erosion and optimization of its causative factors: A conceptual framework. *J. Eng. Sci. Technol.* **2017**, *12*, 2880–2895.
44. Vicente Serrano, S.M.; Lasanta Martínez, T.; Cuadrat, J.M. Transformaciones en el paisaje del Pirineo como consecuencia del abandono de las actividades económicas tradicionales. *Cons. Super. Investig. Científicas* **2000**, *155*, 111–133. [[CrossRef](#)]

