



TESIS DOCTORAL

Tasas de erosión laminar históricas en Dehesas

Judit Rubio Delgado

Programa de Doctorado Desarrollo Territorial Sostenible

2018

Con la conformidad de la directora y del codirector de la Tesis Doctoral:

Fdo.: Dra. Susanne Schnabel

Fdo.: Dr. Álvaro Gómez Gutiérrez

*A mis padres, a mi hermano y
a Iván*

ÍNDICE DE CONTENIDOS

LISTADO DE FIGURAS.....	9
LISTADO DE TABLAS	15
AGRADECIMIENTOS.....	19
RESUMEN.....	23
SUMMARY	27
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN.....	33
1.1. Justificación del trabajo	33
1.2. Objetivos.....	34
1.3. Estructura de la tesis	36
CAPÍTULO 2. ESTADO DE LA CUESTIÓN.....	41
2.1. El problema de la erosión del suelo.....	41
2.2. La erosión hídrica	43
2.3. Métodos y técnicas para cuantificar tasas de erosión hídrica del suelo.....	46
2.4. La erosión en ambientes mediterráneos.....	48
CAPÍTULO 3. MARCO GEOGRÁFICO.....	57
3.1. La Dehesa	57
3.2. Áreas de estudio.....	61
3.2.1. Buitrera de Villavieja.....	63
3.2.2. Parapuños de Doña María.....	68
CAPÍTULO 4. INFLUENCIA DE LAS COPAS DE LAS ENCINAS EN LA PROFUNDIDAD Y COMPOSICIÓN GRANULOMÉTRICA DEL SUELO	75
4.1. Introducción.....	75
4.2. Material y métodos	77
4.3. Resultados y discusión.....	78

4.3.1. Profundidad del suelo en espacios abiertos y bajo la copa de los árboles....	78
4.3.2. Composición granulométrica y textura del suelo	81
4.4. Discusión	85
4.5. Conclusiones.....	89
CAPÍTULO 5. ESTIMATION OF SOIL EROSION RATES IN DEHESAS USING THE INFLECTION POINT OF HOLM OAKS.....	93
Abstract.....	93
5.1. Introduction	94
5.2. Study áreas.....	97
5.3. Methodology.....	99
5.3.1. Topographic survey of the study sites	99
5.3.2. Estimation of soil erosion rates.....	100
5.3.3. Determination of the IP vertical displacement	105
5.3.4. Estimation of erosion rates by ¹³⁷ Cs method	107
5.3.5. Data analysis.....	108
5.4. Results	108
5.4.1. Characteristics of the point clouds and sources of error.....	108
5.4.2. Tree characteristics	108
5.4.3. Determination of the VD	110
5.4.4. Soil loss rates	110
5.5. Discussion.....	114
5.6. Conclusions	120
Acknowledgements	121
CAPÍTULO 6. COMPARISON OF TWO METHODOLOGIES USED TO ESTIMATE EROSION RATES IN MEDITERRANEAN ECOSYSTEMS: ¹³⁷CS AND EXPOSED TREE ROOTS	125
Abstract.....	125

6.1. Introduction.....	126
6.2. Materials and methods	128
6.2.1. Description of the study areas.....	128
6.2.2. Soil sampling	133
6.2.3. Determination of radionuclides by γ -spectrometry.....	134
6.2.4. Estimation of erosion rate by ^{137}Cs method.....	134
6.2.5. Estimation of erosion rates by botanical evidences: exposed roots method	135
6.3. Results and discussion	137
6.3.1. Radionuclide content in the reference area (Valero)	137
6.3.2. Estimation of erosion rates.....	140
6.3.2.1. ^{137}Cs method.....	140
6.3.2.2. Root exposure method.....	141
6.3.2.3. Comparison of the erosion rates obtained by the two methods.....	143
6.4. Conclusions.....	143
Acknowledgement	144
CAPÍTULO 7. TEMPORAL AND SPATIAL VARIATION OF SOIL EROSION IN WOODED RANGELANDS OF SOUTHWEST SPAIN	149
Abstract.....	149
7.1. Introduction.....	150
7.2. Study areas.....	152
7.3. Methodology.....	154
7.3.1. Soil erosion rates.....	154
7.3.2. Spatial information: digital terrain models and bare soil surface maps.....	155
7.3.3. Data analyses of the spatial variation.....	157
7.3.4. Analyses of temporal variation	160

7.4. Results	160
7.4.1. Characterization of the hillsides	160
7.4.2. Soil erosion rates.....	164
7.4.3. Spatial variation of soil erosion rates.....	168
7.4.4. Temporal variation of soil erosion rates	170
7.5. Discussion.....	173
7.5.1. Temporal variation of the soil erosion rates	173
7.5.2. Spatial variation of soil erosion rates along the hillside	176
7.6. Conclusions	179
Acknowledgements	180
CAPÍTULO 8. CONCLUSIONES GENERALES	183
REFERENCIAS	189
SOBRE LA AUTORA	217

LISTADO DE FIGURAS

- Figura 1.** Mapa de estados erosivos del suelo en España actualizado en 2017 por el Área de Hidrología y Zonas Desfavorecidas de la Dirección General de Desarrollo Rural y Política Forestal del MAPAMA. El mapa fue generado por el antiguo Área de Hidrología y Zonas Desfavorecidas de la Dirección General del Medio Natural y Política Forestal del MAPAMA para un proyecto realizado entre los años 1987 a 2001. Recurso en línea: http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mapas_estados_erosivos.aspx)..... 42
- Figura 2.** Ilustración del proceso de concentración de flujo superficial a lo largo de una ladera (Hillel, 1998 43
- Figura 3.** Relación entre pérdidas de suelo y cobertura vegetal para diferentes intensidades de lluvia (mm/hora) en dehesa (Schnabel et al., 2009). 52
- Figura 4.** Distribución del ecosistema de dehesa en Extremadura en 2011 según el Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España (SIOSE..... 60
- Figura 5.** Localización de las fincas seleccionadas para estimar tasas históricas de erosión del suelo 62
- Figura 6.** Localización de B1 y B2 (finca Buitirera de Villavieja, Deleitosa, Cáceres 64
- Figura 7.** Perfil de suelo de B1, donde se puede distinguir un horizonte Ah de unos 2-3 cm, un horizonte B (3-14 cm), con una pizarra en avanzado estado de meteorización, y la roca madre (R) a 14-15 cm de profundidad 65
- Figura 8.** División de las laderas B1 (i) y B2 (ii) en unidades en función de la topografía. 67
- Figura 9.** Fotografía tomada en B1 (octubre de 2012) para ilustrar el límite entre la ladera (tercio superior de la imagen) y el pequeño abanico aluvial (centro de la imagen) donde se produce la acumulación del material erosionado. 67

- Figura 10.** Fotografía tomada en B2 (octubre de 2013) para ilustrar que la ladera no presenta un área de deposición, por lo que los materiales erosionados son transportados por el cauce ubicado en el fondo de vaguada. 68
- Figura 11.** Localización de P (Parapuños de Doña María, Monroy, Cáceres)..... 69
- Figura 12.** Perfil de suelo de P, donde se puede diferenciar un horizonte Ah de 3-3,5 cm, seguido de un horizonte B (4-19 cm) y la roca madre (R), algo meteorizada, a una profundidad de 19-20 cm..... 70
- Figura 13.** División de la ladera P en unidades en función de la topografía..... 71
- Figura 14.** i) Perfil de la posición de un ejemplar de encina en una ladera y de la microtopografía entorno al tronco del árbol. a y b indican las posiciones de muestreo por encima del tronco y por debajo del tronco, respectivamente, en relación a la dirección de la pendiente. ii) Diseño de las posiciones de muestreo del suelo bajo la copa del árbol: en a, b, l y a 1 m y 2 m de distancia del tronco del árbol (T). 78
- Figura 15.** Profundidad media del suelo, desviación estándar (DE) y profundidad mínima y máxima (Mín. - Máx.) en las diferentes posiciones bajo la copa de los árboles de B1. Las medias señaladas en rojo son significativamente diferentes entre sí a un nivel de confianza del 95%..... 80
- Figura 16.** Proporción (%) de elementos gruesos (> 2mm) y elementos finos (<2mm) en espacios abiertos (fuera de copa, FC) y bajo la copa de los árboles (BC) en las diferentes laderas. Los * del mismo color indican diferencias estadísticamente significativas entre ambos valores a un nivel de confianza del 95%..... 82
- Figura 17.** Proporción (%) de las texturas del suelo (arcillas, limos y arenas) en las diferentes posiciones bajo la copa de los árboles (a, b, l) en cada ladera (B1, B2 y P)..... 84
- Figura 18.** Fotografías tomadas en primavera de 2017 en B1. Se puede observar que bajo la copa de algunos árboles gran parte de la superficie carece de cobertura vegetal. Esta situación podría ser permanente, ya que en los espacios abiertos la cobertura herbácea es elevada. También se pueden diferenciar veredas permanentes y raíces parcialmente expuestas. En la imagen de la derecha se pueden observar fragmentos gruesos y hojarasca residuales tras la

erosión de las partículas más finas, así como se puede apreciar una gran compactación del material más superficial del suelo.	86
Figura 19. Distribución asimétrica del sistema radial del <i>Quercus ilex</i> en ladera (Canadell y Rodá, 1991).	87
Figure 20. Location map of the study areas.	97
Figure 21. Illustration of the determination of soil erosion rates below the tree canopy and in open areas, where: S_{ip} is the surface located at the height of the inflection point (IP), S_p is the corrected past surface, S_c is the current surface, GP is the germination point, O_{p1} - O_{p2} are points of the corrected past surface and O_{c1} - O_{c2} of the current surface in open areas. The displacement of the IP is its shift due to basal growth. The area used to estimate soil erosion rates below the tree canopy includes the surface projected by the tree crown and an additional 2 m surrounding the projection of the canopy. It is considered that the influence of the tree canopy on the soil below goes beyond its projection, as is the case for rainfall or radiation.	101
Figure 22. a) Plane view (DEM) of the current surface (S_c). b) Cross-section of S_c and the plane of the S_{ip} (surface located at the IP height). S_c includes: the base of the tree with exposed roots, the influence area of the tree canopy and the position (a and b) where the IP was measured.	102
Figure 23. Techniques used to obtain wood samples: a) cross sections and calculation of the vertical growth (IP: inflection point, GP: germination point, VG: vertical displacement of the IP or vertical growth); b) coring methodology.	106
Figure 24. Frequency distribution of tree ages in the study areas.	109
Figure 25. Soil erosion rates in dehesas over the last 375 years. Arrows indicate an increase in erosion rates.	114
Figure 26. Location of the study areas: Buitrera (B1 and B2), Parapuños (P), and reference area Valero (V).	129

Figure 27. Aerial photograph, with the location of soil sampling points, of a) hillside B1 in Buitrera and its slope sections A, B and C; and b) Valero reference area. The small map shows the location of the hillside within the farms.....	130
Figure 28. Scheme illustrating the exposed root method for estimation of erosion rates. IP: inflection point.	136
Figure 29. Depth profile of ^{137}Cs , in Bq/kg and massdepth units, and ^{40}K , ^{226}Ra , and ^{232}Th in Valero reference area, expressed in Bq/kg. Solid line: mean value of activity levels for naturally occurring radionuclides. Dot line: 2 S.D. for the same radionuclides.	138
Figure 30. Depth profiles of ^{137}Cs , expressed in Bq/kg, in the different study areas: Buitrera 1 (B1-A, B1-B, B1-C), Buitrera 2 (B2-A, B2-B) and Parapuños (P).	141
Figure 31. Location of the study areas.	153
Figure 32. Spatial scales considered in B1: a) 3D model of hillside, b) unit scale and c) local scale. At a hillside unit scale (b) average soil erosion rates were estimated from the values obtained at local scale (c). At local scale three erosion rate values were determined for each tree site: a rate for the area below each tree canopy (BC area) and two in open areas (OA points).....	156
Figure 33. a) Classification of bare soil and vegetation cover type in open areas (OA covered by grassland or tree covered). b) Bare soil density model (bare soil $\text{pts}\cdot\text{m}^{-2}$). B1 was the hillside chosen for the example illustration.....	158
Figure 34. Diagram illustrating the sample points used to estimate soil erosion rates in open areas (values in open areas) and their projection in the different layers of topographic variables and vegetation cover at a local scale.....	159
Figure 35. Elevation and slope profiles of each hillside. Differentiation between hillside units was determined based on topography (slope and elevation). The yellow arrows indicate the profile direction.	162
Figure 36. Digital models of FLOACC, SPI, STI and TWI models of each hillside.....	163
Figure 37. Relationship between soil erosion rates below tree canopies and the tree ages in Buitrera and Parapuños. Regression analysis: a) Buitrera (n=180), $y=50.42177*\text{EXP}(-$	

0.00688*x), $R^2=0.20$, $p=0.000$, b) Parapuños (n=26), $y=90.72829*EXP(-0.01444*x)$, $R^2=0.35$, $p=0.000$ 166

Figure 38. Temporal variation of soil erosion rates in Buitrera and Parapuños (vertical lines indicate the limit between periods)..... 170

Figure 39. Illustration of mean soil erosion rates for each period, as well as periods* and adjusted erosion rates for Buitrera..... 172

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1. Características topográficas y propiedades edáficas de las áreas de estudio, donde: DAB es la densidad de arbolado, FCC es la fracción de cabida cubierta, CG es la carga ganadera, Da es la densidad aparente; V es la saturación de base; y MO es la materia orgánica.	66
Tabla 2. Profundidad media del suelo (cm) y desviación estándar (D.E.) en espacios abiertos y bajo la copa de los árboles en las diferentes laderas. El * indica diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) entre la profundidad media en espacios abiertos y bajo copa en una misma ladera.....	79
Tabla 3. Profundidad media del suelo (cm) y desviación estándar (D.E.) en las diferentes posiciones bajo la copa de los árboles y a las distancias de 1 m y de 2 m. El * indica diferencias estadísticamente significativas entre posiciones en una misma ladera.	81
Tabla 4. Proporción (%) y Desviación Estándar (D.E.) de la textura del suelo en espacios abiertos y bajo la copa de los árboles en las diferentes laderas (B1, B2 y P), así como el promedio de ambos espacios. El * indica diferencias estadísticamente significativas entre los valores medios de una misma textura en espacios abiertos y bajo copa y en una misma ladera.	83
Tabla 5. Proporción (%) de las diferentes texturas del suelo en las diferentes posiciones bajo la copa de los árboles (a, b, l). El análisis se realizó con el conjunto de los datos (todas las laderas) sin obtener diferencias estadísticamente significativas.....	85
Table 6. Topographic characteristics and tree density (tree ha ⁻¹) of the study areas.	98
Table 7. Soil properties of the study areas.....	98
Table 8. Descriptive statistics of tree ages in the study areas.	109
Table 9. Descriptive analysis of VD (cm) data sets. SET are trees used to estimate soil erosion rates. VSA are stems analysed to determine the VD using the germination point. VTNE are trees located in an area without erosion. VSA and VTNE were used to validate the correction of VD.....	110
Table 10. Descriptive analysis of soil erosion rates, in t ha ⁻¹ y ⁻¹ , below tree canopies and in open areas.	111

Table 11. Mean total surface lowering and mean soil depth in open areas (OA) and below tree canopies (BC) at each hillside (\pm standard deviation). ATA: average tree ages, N: number of cases.	112
Table 12. Erosion rates below tree canopies ($t\ ha^{-1}\ y^{-1}$) for the different periods determined based on rate increase (the same letter indicates that the difference between means is not statistically significant at a 95% confidence interval).....	113
Table 13. Characteristics of the study areas: surface area, slope gradient, length and tree density. Buitrera = B1 and B2; Parapuños = P; Valero = V (reference). Total/average values in bold.....	132
Table 14. Soil properties of the study areas: soil depth (*in open areas), soil texture, stoniness, bulk density, organic matter content, and pH·Buitrera = B1 and B2; Parapuños = P; Valero = V (reference). ND: not determined. Total/average values in bold.....	133
Table 15. Mean value and standard deviation of naturally occurring radionuclides (^{40}K , ^{226}Ra , and ^{232}Th) in the study areas, expressed in Bq/kg.	139
Table 16. Total ^{137}Cs inventory, expressed in $Bq\ m^{-2}$, and soil erosion rates estimated using the ^{137}Cs method and the exposed root method, expressed in $t\ ha^{-1}\ y^{-1}$; h^0 expressed in g/cm^2 ; N is the number of trees used, mean value, standard deviation and range of erosion rates estimated using exposed roots method.....	142
Table 17. Mean values of soil depth, soil texture, tree age and tree density of the study areas.	154
Table 18. Hillside and hillside unit characteristics: area (m^2), mean and standard deviation (SD) of elevation, slope and soil depth.	160
Table 19. Permanent bare soil (BS) in open areas (OA), for the hillsides and hillside units as percentage of total OA surface.	164
Table 20. Descriptive analysis of soil erosion rates ($t\ ha^{-1}\ y^{-1}$), below tree canopies (BC) and in open areas (OA).	165
Table 21. Descriptive statistics of soil erosion rates ($t\ ha^{-1}\ y^{-1}$) in open areas (OA) and below tree canopies (BC) for each hillside and hillside units (E = erosion rate, R = range of erosion rates).	167

Table 22. Average residuals of soil erosion rates in open areas, average permanent bare soil (BS) and topographic variables for each hillside units (the same letter indicates that the difference between means was not statistically significant at a 95% CI). DEM (Digital Elevation Model), SG (Slope Gradient Model), FLOACC (Flow Accumulation Model), SPI (Sediment Power Index), STI (Sediment Transport Concentration Index), TWI (Topographic Wetness Index). 168

Table 23. Summary of OLS (Ordinary Least Square) results, where: the dependent variable was the soil erosion rate residuals in open areas; Coefficient represents the strength and type of relationship between the dependent variable and each of the explanatory variables; VIF is the Variance Inflation Factor, large values (values>7.5) indicate redundancy among explanatory variables. BS (permanent bare soil), DEM (Digital Elevation Model), SG (Slope Gradient Model), FLOACC (Flow Accumulation Model), SPI (Sediment Power Index), STI (Sediment Transport Concentration Index), TWI (Topographic Wetness Index)..... 169

Table 24. Mean soil erosion rates in $t\ ha^{-1}\ y^{-1}$ (SER) and mean tree ages estimated for each period (until 2014) in Buitrera (periods 1, 2 and 3: B_p1, B_p2, B_p3) and in Parapuños (periods 1 and 2: P_p1, P_p2). The adjusted soil erosion rates were calculated for the periods. See Figure 39 and text for explanation. 171

AGRADECIMIENTOS

Ha llegado el momento de escribir los agradecimientos y eso significa que el trabajo duro ya está hecho. Sinceramente, no sé si realmente me alegra finalizar una etapa que ha supuesto tanto para mí, no sólo a nivel académico, sino también a nivel personal. Como le digo a los chicos y chicas que están comenzando esta dura, pero al mismo tiempo satisfactoria formación: “*Merece la pena por muchas cosas, pero sobre todo por lo que aprendes*”. Nos creemos que lo sabemos todo cuando terminamos una licenciatura o cuando cursamos un máster, pero, en realidad, durante el doctorado aprendemos a *pensar*, y es lo que considero más importante.

“Aprender sin pensar es inútil. Pensar sin aprender, peligroso”

Confucio

Así, por todo lo aprendido, me gustaría agradecer a la *Junta de Extremadura*, y más concretamente a la *Secretaría General de Ciencia, Tecnología e Innovación* de la *Consejería de Economía e Infraestructuras*, la concesión de la *Ayuda para la Formación del Personal Investigador Predoctoral* (FPI; PD12051), cofinanciada por el *Fondo Social Europeo* y adscrita al proyecto “*Análisis y modelización integral de las dehesas: Cambios de uso y manejo y repercusiones sobre la sustentabilidad del sistema (AMID)*” (CGL20011-23361), financiado por el *Ministerio de Ciencia e Innovación*, que ha permitido mi dedicación a tiempo completo durante cuatro años para desarrollar la presente tesis doctoral.

A la *Dra. Sussane Schnabel* y al *Dr. Álvaro Gómez Gutiérrez*, directora y codirector de esta tesis, me gustaría darles las gracias porque sin su ayuda este trabajo no hubiera sido posible. Gracias por el apoyo moral y por las palabras de ánimo que me han empujado a seguir adelante y terminar esta etapa con mi propia tesis en la mano. No obstante, me gustaría dedicar unas palabras personales a cada uno.

Susana, tengo que darte las gracias por tu incesante dedicación, eterna paciencia e incansable esfuerzo, así como la confianza que siempre has depositado en mí, apoyando mis decisiones, como la de realizar esta tesis por compendio de artículos, que “nuestros quebraderos de cabeza nos ha dado”. También me gustaría agradecerte las “clases

magistrales en el campo”, que me han enseñado que no todo está en los libros, que “*ir al campo es muy importante*”, ya que las observaciones *in situ*, muchas veces, explican aquello que no somos capaces de interpretar en el laboratorio. *Susana*, gracias por enseñarme a *pensar*.

De igual manera, *Álvaro*, me gustaría agradecerle el esfuerzo realizado para enseñarme los aspectos más técnicos, las horas dedicadas a transmitirme tus conocimientos, a resolver mis dudas y a enseñarme, con infinita paciencia, que siempre hay que organizar y tener claras las ideas antes de ponerse a escribir. *Álvaro*, gracias por enseñarme a *pensar*.

También me gustaría dar las gracias a los compañeros del *Grupo de Investigación GeoAmbiental*, que tanto me han ayudado y apoyado a lo largo de estos cuatro años. *Paco* (*Dr. Francisco Lavado*), gracias por tener siempre 5, 10, 15, 20 minutos o el tiempo que fuera necesario para ayudarme a resolver dudas, así como por implicarte y colaborar en este bonito proyecto, aportando tus conocimientos e “ideas globales” que siempre vienen bien. *Silvia* (*Silvia Nadal Chillemi*), mi técnico de laboratorio preferida, gracias por mostrar tanto entusiasmo y por no poner nunca una pega cuando te decía: “*¡Sil, hay que ir al campo!*”; gracias por alegrar el ambiente del laboratorio, por haber compartido conmigo las divertidas y largas jornadas, o incluso campañas, de campo; y, gracias, sobre todo, por tu constante apoyo moral y porque tu profesionalidad y tus horas de trabajo hacen que el nuestro sea más fácil y llevadero. *Manolo* (*Dr. Manuel Pulido Fernández*) y *Javi* (*Dr. Javier Lozano Parra*), gracias por ayudarme en todo lo que he necesitado. Cuando comencé el doctorado vosotros estabais terminando vuestras tesis y a mí me parecía imposible llegar a ese punto, y no es que lo viera lejos no, es que, sinceramente, ni lo veía. Pero realmente las primeras palabras de ánimo que recibí fueron las vuestras: “*no te preocupes, al principio yo estaba igual, ¡no me enteraba de nada!*” o “*tu tranquila, que verás como cuando lleves un tiempo te haces con la situación*”. Pues bien, espero haberme hecho con la situación y que la presente tesis demuestre todo lo que he aprendido. ¡Gracias chicos! *Estela* (*Estela Herguido Sevillano*), gracias por escucharme y aguantarme en los momentos más críticos, por ayudarme con los conceptos estadísticos y por animarme a seguir adelante, al fin y al cabo “*¡hemos estado en el mismo barco!*” Y a los nuevos doctorandos, *Alber* (*Alberto Alfonso Torreño*) y *Jesús* (*Jesús Barrena González*), decirles que, aunque ha sido corto el tiempo que hemos coincidido, sus palabras de apoyo también han servido para coger fuerzas y llegar hasta el final. ¡Gracias a todos por estar ahí!, sin vosotros esto hubiera sido, sin duda, más aburrido.

Quiero dar las gracias también a los compañeros del *Laboratorio de SIG* por su apoyo y ayuda para resolver alguna que otra duda, y, especialmente, a *Gema (Gema Cárdenas Alonso)* y a *Victor (Victor Jiménez Barrado)*, a los que me hubiera gustado dedicar más tiempo por todos los buenos momentos vividos y por la amistad que nos une, pero que, al final, por unas cosas o por otras, se ha reducido a tomar café a media mañana o a asistir a las cenas de Navidad y a alguna que otra celebración más, ¡que tampoco está nada mal!

Me gustaría agradecer al *Dr. Markus Stoffel* y al *Dr. Juan Ballesteros Cánovas*, miembros del *Grupo de Investigación Dendrolab de la Universidad de Ginebra (Suiza)*, el tiempo que dedicaron a enseñarme los aspectos básicos de la Dendrocronología y cómo aplicarlos a los procesos geomorfológicos. Además, tengo que agradecerles que hicieran posible mi estancia en Suiza, que, aunque corta, me permitió abrir la mente, conocer nuevas formas de trabajar, nuevas formas de vivir y que hizo que disfrutara de una experiencia irrepetible.

También me gustaría mostrar mi gratitud al *Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA)*, en especial a *Isabel Cañellas Rey de Viña*, Subdirectora General de Investigación y Tecnología del INIA, por poner a mi disposición sus instalaciones para el análisis de muestras. Y no puedo olvidarme de dar las gracias a *Enrique Garriga García*, técnico superior en el INIA, por ayudarme, desinteresadamente, a procesar las muestras de encina y asesorarme sobre las cuestiones técnicas de los procesos previos al análisis de las mismas.

En este mismo sentido, me gustaría dar las gracias al *Dr. David M. Duque Espino*, profesor del *Departamento de Historia de la Universidad de Extremadura*, por permitirme utilizar los recursos del Laboratorio de Prehistoria para analizar, durante horas, las muestras de encina, así como por transmitirme sus conocimientos y ayudarme a interpretarlas.

Agradecerles también a mis amigos más cercanos sus palabras de ánimo y sus *¿cómo lo llevas?*, por escucharme y por compartir su tiempo conmigo para desconectar de la rutina. ¡Gracias a todos!

Por último, y para mí lo más importante, quiero dar las gracias a mi familia. Quiero dar las gracias a mi hermano, a mis padres y a mi chico, por enseñarme que lo más importante es estar juntos y ayudarnos en los buenos y en los malos momentos. Gracias, también, por aguantar mi mal humor. Gracias a mis padres por haber confiado en mí, por no desistir nunca ni escatimar en mi educación, por enseñarme que con esfuerzo y dedicación todo se

consigue, por estar ahí día tras día animándome a seguir hacia adelante, por tranquilizarme en los peores momentos y por respetar siempre mis decisiones. Gracias a ellos he aprendido que *“lo que se empieza, se acaba”*, palabras que en todo momento he tenido en mente para coger fuerzas y, pasito a pasito, conseguir llegar hasta el final. A *Iván*, gracias por confiar en mí, por tus palabras de apoyo, siempre reconfortantes, por ayudarme con las ecuaciones y fórmulas imposibles, por haberte leído cada uno de los capítulos de esta tesis para que todo fuera legible, por quebrarte la cabeza con los formatos, etc., pero, sobre todo, gracias por hacer que todos los problemas sean del tamaño de un grano de arena. ¡Gracias familia por estar siempre ahí y por hacer que todo sea mucho más fácil!

RESUMEN

En la región mediterránea la erosión del suelo es un importante problema medioambiental que ha sido agravado por los constantes cambios de uso y manejo del suelo que han tenido lugar a lo largo de la historia. En el suroeste de la Península Ibérica, la erosión acelerada del suelo ha degradado severamente los sistemas agrosilvopastoriles con arbolado disperso, conocidos como *dehesas* en España y *montados* en Portugal. Sin embargo, el estado actual de degradación de estos ecosistemas no es solo el resultado de los procesos erosivos recientes, sino también de los procesos que han tenido lugar en el pasado.

El objetivo principal de este trabajo es desarrollar una metodología que permita estimar tasas históricas de erosión del suelo en laderas representativas de dehesa y analizar su evolución a lo largo de los últimos siglos. Además, se pretende establecer relaciones entre la variación temporal de las tasas y los cambios históricos de uso y manejo del suelo en los ecosistemas adehesados, así como analizar la variación espacial de las mismas a lo largo de las laderas. Para validar el método se propone estimar tasas de erosión del suelo con la técnica del ^{137}Cs .

De este modo, para cuantificar pérdidas de suelo a medio-largo plazo, se propone utilizar el punto de inflexión (IP, *inflection point*; transición entre el tronco y el sistema radicular) de los árboles cuyas raíces han quedado parcialmente expuestas. Se asume que el IP indica la altura a la que se encontraba la superficie antes de la exposición de las raíces. Por tanto, la metodología presentada en este trabajo se basa en determinar la hipotética altura a la que se encontraba la superficie del suelo en el momento de la germinación del árbol (superficie pretérita) y en estimar el volumen de suelo perdido respecto a la superficie actual. Si además se considera la edad de los árboles, se pueden estimar tasas de erosión del suelo a medio-largo plazo. En este caso, la edad de los árboles se ha determinado a partir de un modelo de crecimiento del *Quercus ilex* desarrollado por otros autores, el cual relaciona la edad del árbol con el diámetro del tronco. Para recrear la superficie actual y la superficie pretérita se propone generar modelos digitales del terreno de gran resolución utilizando un láser escáner terrestre.

Por lo general, el crecimiento secundario de las raíces desplaza verticalmente el IP respecto a su posición de origen, por lo que la exposición del sistema radicular se produce tanto por la erosión del suelo como por el crecimiento leñoso de las mismas, generando una

sobreestimación de las tasas de erosión. Así, en este trabajo también se presenta un método para corregir el crecimiento que se produce en la base del tronco de las encinas, basado en técnicas dendrocronológicas y en mediciones en campo.

El estudio se llevó a cabo en tres laderas representativas de dehesa, localizadas en dos fincas del centro de la provincia de Cáceres, en el suroeste de España, Buitrera de Villavieja y Parapuños de Doña María. Las tres presentaron condiciones climáticas y características de litología, elevación y suelos similares. La vegetación se caracterizó por un arbolado disperso de encinas (*Quercus ilex*) y pastizales. La densidad media del arbolado varió entre 22 y 58 pies ha⁻¹ y las cargas ganaderas fueron elevadas en ambas fincas, 1,17 Unidades de Ganado Mayor (UGM) ha⁻¹ en Buitrera y 1,09 UGM ha⁻¹ en Parapuños en el año 2012.

El desplazamiento vertical medio del IP de los árboles estudiados en las tres áreas de estudio fue de 10,2 cm, variando entre 0,0 y 25,5 cm y presentando, por tanto, una elevada dispersión. Sin embargo, el 80% de los datos presentó valores entre 4,3 y 15,5 cm, y el 50% entre 6,8 y 13,3 cm. El análisis basado en técnicas dendrocronológicas reportó un desplazamiento vertical medio del punto de inflexión de 12,7 cm, y el valor medio obtenido a partir de los árboles localizados en áreas donde la erosión del suelo ha sido prácticamente nula fue de 8,4 cm. Ambos conjuntos de datos fueron utilizados para validar el desplazamiento vertical del IP medido en campo. Los valores medios obtenidos a partir de los tres enfoques metodológicos no presentaron diferencias significativas (<0,05). Así, los resultados obtenidos de las mediciones en campo fueron utilizados para corregir las tasas de erosión del suelo.

Las tasas de erosión obtenidas con la técnica del ¹³⁷Cs reportaron valores similares para el periodo comprendido entre 1963 (año de deposición del isótopo en la región) y 2014 (año en el que se tomaron las muestras). En Buitrera se obtuvo una tasa de erosión de 29,3 t ha⁻¹ año⁻¹ a partir del método del IP y 27,3 t ha⁻¹ año⁻¹ a partir de la técnica del ¹³⁷Cs. En Parapuños los resultados obtenidos fueron 28,0 t ha⁻¹ año⁻¹ y 26,7 t ha⁻¹ año⁻¹ respectivamente.

Los resultados obtenidos a partir del método del IP indicaron, tanto en Buitrera como en Parapuños, tasas medias de erosión del suelo muy bajas, próximas a 0 t ha⁻¹ año⁻¹, a lo largo del siglo XVII, XVIII e incluso la primera mitad del siglo XIX. En Buitrera las tasas ascendieron a 7,4 t ha⁻¹ año⁻¹ a partir de la segunda mitad del siglo XIX y alcanzaron valores

próximos a las 30,0 t ha⁻¹ año⁻¹ a partir de las primeras décadas del siglo XX. En Parapuños las tasas de erosión solo presentaron un incremento notable a partir de las últimas décadas del siglo XIX, con una tasa de 18,5 t ha⁻¹ año⁻¹.

Los diferentes periodos identificados a partir de importantes incrementos de las tasas de erosión coinciden con cambios de uso del suelo y de la cobertura vegetal, como las deforestaciones, la intensificación de las áreas de cultivo y el incremento de las cargas ganaderas.

Por último, las tasas de erosión del suelo presentaron una elevada variación espacial a lo largo de las laderas. Los resultados indicaron que el suelo desnudo y la fuerza del flujo para erosionar (*stream power index*) fueron los factores que más influyeron en dicha variación ($R^2 = 0,76$).

Teniendo en cuenta lo anteriormente expuesto, la presente tesis doctoral podría servir de base para indagar, en futuras investigaciones, en soluciones que frenen la degradación de la Tierra generada por la sobreexplotación de la dehesa y que permitan recuperar la vegetación y los suelos de estos ecosistemas.

Palabras clave: *Erosión del suelo; Dendrogeomorfología; ¹³⁷Cs; Crecimiento secundario de las raíces; Evolución temporal; Cambios de usos del suelo; Variación espacial; Dehesas.*

SUMMARY

Soil erosion is an important environmental problem in the Mediterranean region. The continuous land use and management changes that took place in the past have incremented the intensity of this process. In the southwestern part of the Iberian Peninsula accelerated soil erosion is degrading extensively the agrosilvopastoral systems, which constitute rangelands with open evergreen woodlands and are known as *dehesas* in Spain and *montados* in Portugal. However, the current degradation state of these ecosystems is not only the result of recent processes, but also of those that took place in the past.

The goal of the present study is to develop a methodology to estimate historical soil erosion rates in hillsides representative of dehesas and to analyse their temporal evolution. For this, soil erosion rates were related with land use-management changes that took place during the last centuries in these ecosystems. In addition, spatial variation of the soil erosion rates along the hillsides were studied. To validate the method, the ^{137}Cs technique was used to estimate soil erosion rates.

In this way, to quantify medium to long-term soil losses, the use of the inflection point is proposed (IP, the boundary between the trunk and the root system) of trees whose roots have been partially exposed. It is assumed that the IP indicates the height of the soil surface before root exposure. Therefore, the methodology presented in this study is based on determining the hypothetical height where the soil surface was at the moment of tree germination (past surface) and on estimating the volume of soil lost with respect to the current surface. Furthermore, knowing the tree age, it is possible to estimate the mean soil erosion rate at each tree site. In our case, tree ages were determined based on an age-stem diameter relationship developed for holm oaks by other authors. To recreate the current and the past surface high-resolution digital terrain models were generated using a terrestrial laser scanner.

Generally, the IP is up-ward migrated due to secondary root growth and, therefore, the exposure of the root system is produced both by soil erosion and by wood growth, generating an overestimation of the soil erosion rates. Therefore, a method to correct the basal growth of holm oaks is proposed, based on dendrochronological techniques and field measurements.

The study areas correspond to three hillsides located in two farms (*Buitrera de Villavieja* and *Parapuños de Doña María*) representative of the dehesa land use system in southwest Spain. The three hillsides presented similar climatic conditions and similar characteristics of lithology, elevation and soils. The vegetation was composed of scattered holm oaks (*Quercus ilex*) and pastures. The average tree density varied between 22 and 58 trees ha⁻¹ and the stocking density was high in both farms (2012), 1.17 Animal Units ha⁻¹ (AU ha⁻¹) in Buitrera and 1.09 AU ha⁻¹ in Parapuños.

The average upward migration of the IP of all sample trees in the three hillsides was 10.2 cm, ranging from 0.0 to 25.5 cm and presenting a high dispersion. However, 80% of the data had values between 4.3 and 15.5 cm, and 50% were between 6.8 and 13.3 cm. The analysis based on dendrochronology techniques revealed an average vertical IP displacement of 12.7 cm, and the values obtained using trees without erosion revealed a mean of 8.4 cm. Both results were used to validate the vertical IP displacement of the sample trees measured in the field. The mean values obtained by the three methods were not statistically different (<0,05). Thus, the values for the vertical displacement measured individually for each tree were used to correct the soil loss rates at each tree site.

The erosion rates obtained with the ¹³⁷Cs technique reported similar values for the period between 1963 (isotope deposition on the region year) and 2014 (sampling year). In Buitrera, an erosion rate of 29.3 t ha⁻¹ y⁻¹ was obtained from the IP method and 27.3 t ha⁻¹ y⁻¹ from the ¹³⁷Cs technique. In Parapuños the results obtained were 28.0 t ha⁻¹ y⁻¹ and 26.7 t ha⁻¹ y⁻¹ respectively.

The results obtained from the IP method indicated, in both Buitrera and Parapuños farms, very low average soil erosion rates, close to 0 t ha⁻¹ y⁻¹, during the 17th, 18th and even the first half of the 19th century. In Buitrera the erosion rates increased to 7.4 t ha⁻¹ y⁻¹ from the second half of the 19th century onwards and reached values close to 30.0 t ha⁻¹ y⁻¹ for the period spanning from the first decades of the 20th century until present. In Parapuños erosion rates showed a notable increase from the last decades of the 19th century, with a rate of 18.5 t ha⁻¹ y⁻¹.

Soil erosion rate increases throughout the last centuries were presumably related with an intensification of land use, such as cultivation and excessive stocking rates of domestic animals.

Finally, erosion rates presented a high spatial variation along the hillsides. The results point to the positive effect of bare surfaces and the erosive power of runoff ($R^2 = 0.76$) on soil erosion.

Taking into account the above, this doctoral thesis could be useful for investigating, in future, solutions that could slow down land degradation generated by overexploitation of the dehesas and directed to a recovery of vegetation and soils of these ecosystems.

Keywords: *Soil erosion; Dendrogeomorphology; ^{137}Cs ; Roots secondary growth; Temporal evolution; Land use changes; Spatial Variation; Dehesas.*

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN



Finca Buitrera de Villavieja (Deleitosa). Raíces parcialmente expuestas de Quercus ilex.

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

1.1. Justificación del trabajo

En el suroeste peninsular, la erosión acelerada del suelo está degradando severamente las dehesas (España) y los montados (Portugal). Estos sistemas agrosilvopastoriles constituyen pastizales con arbolado disperso, predominantemente encinas (*Quercus ilex*) y alcornoques (*Quercus suber*), y presentan usos múltiples como la ganadería extensiva, el uso forestal, agrícola o cinegético. En Extremadura el 50% de la producción agraria corresponde al aprovechamiento de estos espacios y aproximadamente el 60% de la superficie ha sido definida como muy sensible a los procesos de degradación (Lavado Contador et al., 2009).

Los espacios adehesados han estado sujetos a cambios de uso y manejo del suelo prácticamente desde sus orígenes, datados a principios de la edad media, aunque los cambios más significativos han tenido lugar a lo largo del último siglo (Linares y Zapata, 2003). Entre los años 1940 y 1970 tuvo lugar una intensificación de la agricultura y la proliferación de repoblaciones forestales con especies alóctonas, que resultaron en la apertura de grandes claros en la cubierta vegetal (Elena Rosello *et al.*, 1987; Díaz et al., 1997). Por otra parte, durante las últimas décadas, las subvenciones de la Unión Europea han favorecido el incremento de las cargas ganaderas (Donázar *et al.*, 1997) y al abandono de la explotación de las tierras más improductivas (Lavado Contador *et al.*, 2004). Todo ello ha desembocado en serios problemas de degradación ambiental, sobre todo en importantes pérdidas de suelo (Schnabel et al., 2013) y en una escasa regeneración del arbolado (Pulido et al., 2013).

En el ecosistema de dehesa, los dos procesos erosivos más destacados son la erosión laminar y el acarcavamiento, limitándose la reguerización a las vertientes de áreas labradas. La erosión laminar es el fenómeno que se desarrolla preferentemente en las vertientes, mientras que las cárcavas se encuentran en los fondos de vaguada (Schnabel, 1997).

Los suelos de las dehesas son, en su mayoría, poco profundos, existiendo grandes extensiones de Leptosoles (Schnabel et al., 2013). La extrema delgadez de los suelos en laderas con poca pendiente y con precipitaciones entre 500-600 mm, indican una erosión acelerada de los mismos (Schnabel et al., 2013). Se han llevado a cabo estudios en una cuenca experimental adehesada, con suelos poco profundos y sobre pizarras, que han registrado tasas de erosión laminar relativamente bajas, 0,63 t ha⁻¹ año⁻¹ (Schnabel *et al.*, 2010). Estas tasas no justifican la delgadez actual de los suelos, indicando, por tanto, una

posible degradación continuada a lo largo de la historia de estos sistemas con tradición agrícola y ganadera.

En los últimos años se han llevado a cabo diversos trabajos relacionados con los procesos erosivos en las dehesas (Schnabel y Gómez Amelia, 1993; Schnabel, 1997; Gómez-Gutiérrez et al., 2009b; Schnabel et al., 2010; Gómez-Gutiérrez et al., 2014), así como estudios que abordan su relación con el pastoreo y las cargas ganaderas (Schnabel et al., 2009; Pulido et al., 2016), con la dinámica del agua (Gómez-Gutiérrez et al., 2012; Schnabel et al., 2013; Lozano-Parra et al., 2016), con la cobertura vegetal (Schnabel et al., 2009) o con los cambios de uso y manejo del suelo (Gómez-Gutiérrez et al., 2009a; Ibáñez et al., 2016). Otros autores han llevado a cabo investigaciones en las dehesas o montados enfocadas a diferentes aspectos. Shakesby et al. (2002) establecieron un ranking del riesgo de erosión que sufren las dehesas con relación al uso y manejo del suelo. Martínez-Zavala y Jordán (2008) analizaron, bajo condiciones de lluvia simulada, la influencia de acumulaciones de fragmentos rocosos en la escorrentía superficial, en la infiltración y en la erosión entre regueros. O Coelho et al. (2004) estudiaron, en Portugal, el efecto del uso del suelo en la degradación de montados marginales con manejo tradicional. Sin embargo, no se han encontrado trabajos que hayan estimado tasas de erosión del suelo a medio-largo plazo, es decir, que hayan cuantificado la pérdida de suelo en dehesas a lo largo de varias décadas o incluso a lo largo de los últimos siglos.

Por tanto, la necesidad de comprender el estado actual de degradación que presentan los suelos en las dehesas, de relacionar los procesos de erosión con los cambios de uso y manejo del suelo que han tenido lugar a lo largo de la historia en este ecosistema, así como la escasa información encontrada sobre pérdidas de suelo a medio-largo plazo, justifican el desarrollo de una metodología que permita estimar tasas de erosión del suelo para una escala temporal histórica. Para ello, se combinan tecnologías desarrolladas recientemente como el láser escáner terrestre y *Structure from Motion (SfM)*, con técnicas más consolidadas como los Sistemas de Información Geográfica (SIG), la dendrogemorfología y el ^{137}Cs . Por tanto, el carácter del presente trabajo es metodológico y se pretende aportar un nuevo enfoque en la estimación de tasas de erosión del suelo y un punto de partida para investigaciones futuras.

1.2. Objetivos

El presente trabajo aborda la estimación de tasas de erosión a medio-largo plazo en ambientes adhesados. Adicionalmente, en un intento de explicar el estado actual de degradación de los suelos en las zonas de estudio, se intentará establecer relaciones entre la dinámica de las tasas de erosión estimadas y la actividad antrópica que ha tenido lugar a lo largo de la historia de los ecosistemas de dehesa.

Para ello, en primer lugar, se pretende desarrollar una metodología que permita cuantificar pérdidas de suelo a partir de evidencias botánicas, como son las raíces parcialmente expuestas que presentan la mayor parte de las encinas en las áreas de estudio. El objetivo es determinar la hipotética altura a la que se encontraba la superficie en el momento de germinación del árbol y estimar el volumen de suelo perdido en relación a la superficie actual. Así, y sabiendo la edad de los árboles, se pueden estimar tasas de erosión del suelo a medio-largo plazo.

El punto de inflexión está localizado en la base del tronco del árbol e indica el comienzo del sistema radicular. Este indicador puede ser utilizado para determinar la altura a la que se encontraba la superficie en el momento de germinación del árbol siempre que se corrija el desplazamiento vertical que sufre debido al crecimiento secundario de las raíces. Por tanto, el segundo objetivo que se plantea en este trabajo es desarrollar un método de corrección del desplazamiento vertical del punto de inflexión de las encinas ubicadas en las áreas de estudio.

El desarrollo de todo método conlleva la habilitación de mecanismos de validación del mismo. Por este motivo, con el fin de validar las estimaciones de las tasas de erosión del suelo, se pretende comparar dichos valores con tasas de erosión obtenidas a partir de una técnica ya contrastada en la literatura, el método del isótopo radioactivo ^{137}Cs .

Cuantificar pérdidas de suelo a partir del punto de inflexión permite obtener tasas variables en el tiempo y en el espacio. Por ello, el cuarto objetivo se centra en analizar la variabilidad espacial de las tasas de erosión a lo largo de las laderas seleccionadas como áreas de estudio y los principales factores que influyen en dicha variabilidad.

Por último, para analizar los factores que han marcado la evolución de las tasas de erosión a lo largo de los últimos siglos, el quinto objetivo es relacionar la variación temporal de las tasas estimadas con los cambios de uso y manejo del suelo, así como con los cambios de la cobertura vegetal.

1.3. Estructura de la tesis

Esta tesis doctoral es un compendio de publicaciones y está estructurada en un total de ocho capítulos. Dos han sido publicados en revistas incluidas en el *Journal Citation Report* (JCR ISI) y situadas en el primer cuartil (*Science of the Total Environment* y *Catena*), y un tercero está en revisión en la revista *Earth Surface Processes and Landforms*, también incluida en el JCR ISI y situada en el primer cuartil.

El primer capítulo consta de una introducción general en la que se justifica la coherencia e importancia de la Tesis y se describen los objetivos, la estructura y los contenidos del documento.

En el segundo capítulo se presenta una revisión bibliográfica sobre el problema de la erosión del suelo a diferentes escalas geográficas, especialmente en los ecosistemas mediterráneos. Además, se describen los procesos de erosión hídrica y los principales métodos que se utilizan para estimar tasas de erosión del suelo. Por último, se hace referencia a los principales factores que influyen en dicho proceso.

El tercer capítulo se ha centrado en el marco geográfico de la Tesis, describiendo la evolución histórica de los usos y manejos del suelo en la dehesa, así como su situación actual. Además, se ha incluido una descripción detallada de las diferentes áreas que han sido objeto de estudio en este trabajo.

En el cuarto capítulo se analiza la profundidad y composición granulométrica del suelo en espacios cubiertos por las copas de los árboles y en espacios abiertos. Con dicho análisis se pretende estudiar el efecto protector que ejercen las copas de los árboles sobre las propiedades del suelo que pueden estar relacionadas con la erosión hídrica (pérdida de suelo y erosión selectiva).

El contenido del quinto capítulo ha sido publicado en la revista *Catena*, en el artículo científico titulado “*Estimation of soil erosion rates in dehesas using the inflection point of holm oaks*”. En él se presenta la metodología desarrollada para estimar tasas históricas de erosión del suelo a partir del punto de inflexión de las encinas, así como la metodología para corregir la altura del punto de inflexión y evitar una sobreestimación de las tasas.

En el sexto capítulo se comparan las tasas de erosión del suelo obtenidas con el método del punto de inflexión, con las tasas obtenidas con el método de ^{137}Cs . De este modo, se pretende validar la metodología desarrollada en el transcurso de la tesis doctoral. El

contenido de este capítulo ha sido publicado en la revista *Science of the Total Environment*, en el artículo científico titulado “*Comparison of two methodologies used to estimate erosion rates in Mediterranean ecosystems: ^{137}Cs and exposed roots*”.

El séptimo capítulo se centra en el análisis de la variación espacial y temporal de las tasas históricas de erosión. Por un lado, se describe la variabilidad espacial a lo largo de las laderas y su relación con las variables topográficas. Y, por otro lado, se describe la evolución histórica de las tasas de erosión y su relación con los cambios de uso y manejo del suelo. Este capítulo está en revisión en la revista *Earth Surface Processes and Landforms* con el título de “*Temporal and spatial variation of soil erosion in wooded rangelands of southwest Spain*”.

El octavo es un apartado de síntesis en el que se presentan las principales conclusiones y aportaciones del trabajo, así como perspectivas de futuro.

Finalmente se presenta la lista de referencias bibliográficas citadas en el presente documento.

CAPÍTULO 2

ESTADO DE LA CUESTIÓN



Finca Parapuños de Doña María (Monroy). Suelo altamente erosionado.

CAPÍTULO 2. ESTADO DE LA CUESTIÓN

2.1. El problema de la erosión del suelo

La erosión es un proceso natural que lleva modelando la superficie terrestre durante millones de años. Sin embargo, la intensa actividad antrópica ha influido en dicho proceso, acelerando las pérdidas de suelo y convirtiendo la erosión en un problema medioambiental que afecta a extensas superficies en el mundo (Pimentel, 2006), especialmente a ambientes áridos y subhúmedos secos (UNEP, 1992). Oldeman (1994) estimó que la erosión hídrica, la más importante tanto en extensión como en pérdidas de suelo, afecta a 1.100 millones de hectáreas en todo el mundo, de las cuales 749 millones están moderada o fuertemente erosionadas.

En Europa la erosión hídrica representa un importante problema ambiental, especialmente en la región mediterránea (Grimm et al., 2002). Los ecosistemas mediterráneos son propensos a este tipo de erosión debido a las condiciones climáticas (periodos húmedos y secos, escasas precipitaciones medias anuales, eventos de precipitación de elevada intensidad, etc.), así como a una larga historia de transformación del paisaje (deforestaciones, incendios, cambios de uso del suelo, prácticas de cultivo y manejo del ganado, etc.) (Solé Benet, 2006; Dotterweich, 2013; García-Ruiz et al., 2013). En algunas zonas de la región mediterránea la erosión del suelo ha llegado a una situación irreversible, generando, en áreas concretas, la falta de disponibilidad de suelo para ser erosionado. Debido a la lenta tasa de formación del suelo en estos ecosistemas, cualquier pérdida superior a $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ puede considerarse irreversible en un lapso de tiempo de 50 - 100 años. Por tanto, episodios intensos de precipitación, como son las tormentas que pueden generar entre 20 y $40 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, suponen un serio riesgo para el estado de conservación del suelo en esta región (Grimm et al., 2002; Gobin et al., 2003).

En España la erosión del suelo es un problema común, pero afecta más a unas regiones que a otras. El Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA), estima que un 46% del territorio nacional (23 millones de hectáreas) sufre tasas de erosión superiores a los límites tolerables, estimados entre $2 \text{ y } 12 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para el conjunto del territorio español, y que un 12% de la superficie nacional (6 millones de hectáreas) está sometido a una erosión severa, con valores superiores a las $50 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) (PAND, 2008). Las áreas más afectadas por los procesos de erosión son, principalmente, la

cabecera de la cuenca del Tajo, la cuenca del Ebro, del Júcar, del Guadalquivir, del Guadalhorce y del Guadalfeo (Figura 1). En estas últimas las pérdidas de suelo superan las $50 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en más de un 22% de la superficie total de cada cuenca. Por lo que respecta a la cubierta vegetal y al uso del suelo, las mayores tasas de erosión se dan en cultivos arbóreos y viñedos de secano ($79 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), seguidos de cultivos herbáceos de secano ($31 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), áreas arbustivas y matorralizadas ($19 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), y pastizales con escasa cubierta arbórea ($18 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). El resto de usos del suelo tales como cultivos de regadío ($10 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), pastizales permanentes ($8 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y pastizales con elevada cubierta arbórea ($5\text{-}8 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) presentan tasas de erosión inferiores a las $12 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (PAND, 2008).

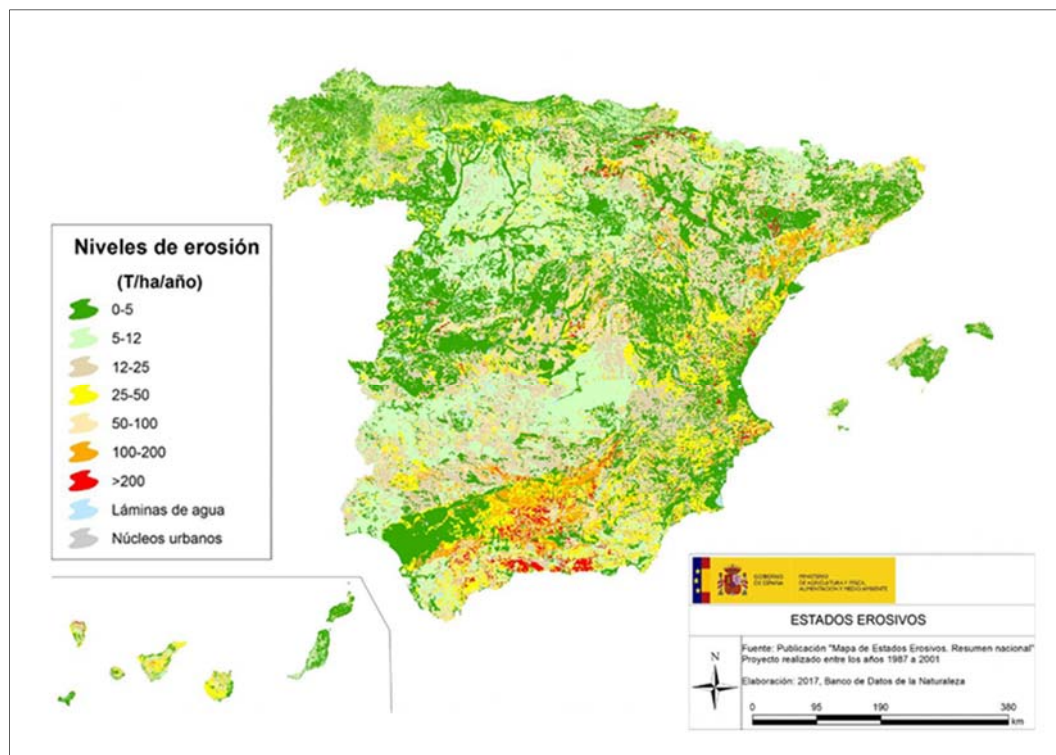


Figura 1. Mapa de estados erosivos del suelo en España actualizado en 2017 por el Área de Hidrología y Zonas Desfavorecidas de la Dirección General de Desarrollo Rural y Política Forestal del MAPAMA (MAPAMA, 2017). El mapa fue generado por el antiguo Área de Hidrología y Zonas Desfavorecidas de la Dirección General del Medio Natural y Política Forestal del MAPAMA para un proyecto realizado entre los años 1987 a 2001.

Recurso en línea: http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mapas_estados_erosivos.aspx.

2.2. La erosión hídrica

La erosión hídrica es el proceso por el cual las gotas de lluvia y la escorrentía superficial arrancan y transportan partículas minerales y orgánicas del suelo. Las gotas de lluvia desprenden las partículas de la superficie (erosión por salpicadura o *splash erosion*) y el agua de escorrentía las transporta y deposita (Hudson, 1981). La erosión por escorrentía superficial puede ser generada por un flujo de agua laminar o concentrado, generando diferentes efectos sobre el suelo (Morgan, 1997). La longitud de la ladera es un factor clave en la concentración de la escorrentía superficial (Meyer, 1986), por lo que, generalmente, en las zonas más elevadas de la ladera predomina la erosión por salpicadura y laminar, y en las zonas medias o bajas domina la erosión por flujo concentrado (Hillel, 1998) (Figura 2).

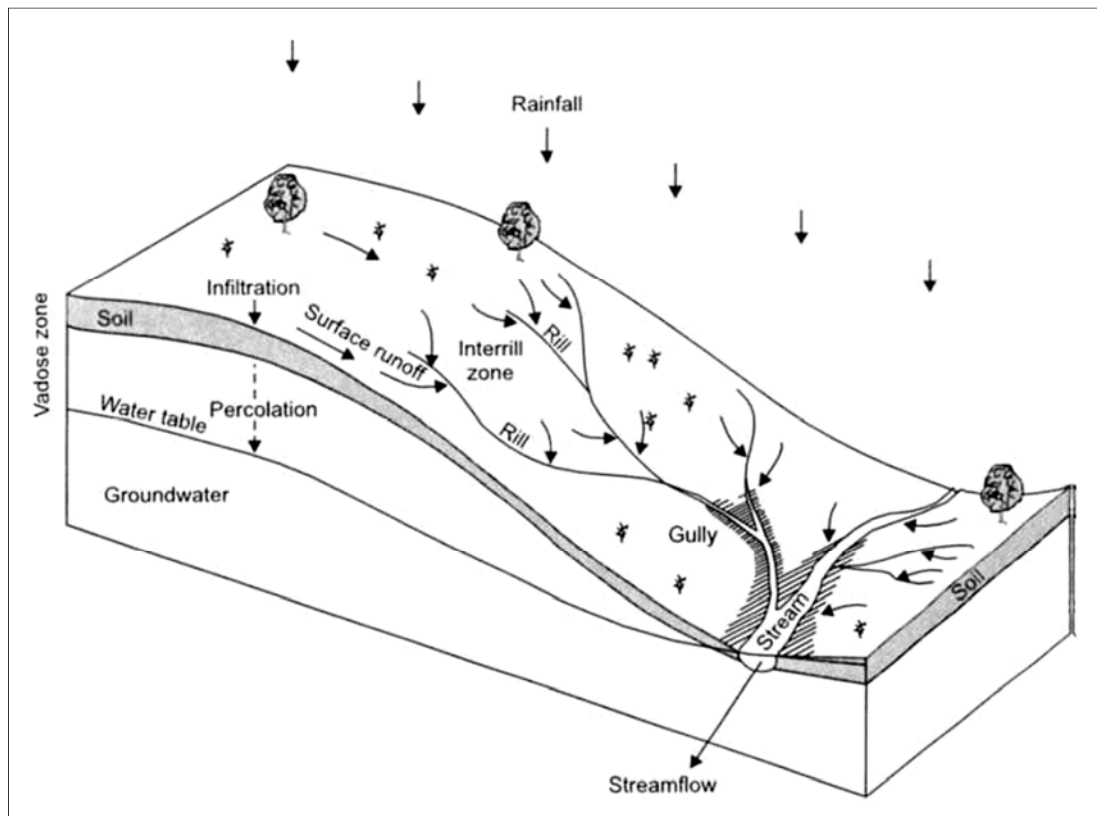


Figura 2. Ilustración del proceso de concentración de flujo superficial a lo largo de una ladera (Hillel, 1998)

La erosión por salpicadura (*splash erosion*) se genera por el impacto de las gotas de lluvia sobre el suelo. El agua incide sobre la superficie, arrancando las partículas y

desplazándolas en mayor medida en la dirección de la pendiente. Pero el impacto de las gotas de agua no solo provoca salpicadura, sino que también compacta el suelo, por lo que además son agentes de consolidación (Morgan, 1997). Las gotas de lluvia rompen los agregados estructurales del suelo, reduciendo su resistencia a la erosión. La cobertura vegetal es un factor importante en este tipo de erosión, ya que intercepta las gotas de agua, neutraliza la energía cinética de la lluvia y modifica el tamaño de las gotas de agua, reduciendo considerablemente el efecto causado por las mismas sobre la superficie del suelo (Hudson, 1981). Así, la erosión por salpicadura de la lluvia afecta, especialmente, a suelos desnudos o con poca cobertura vegetal.

La erosión laminar (*sheet erosion*) se produce por el desplazamiento sobre la superficie del suelo de una delgada película de agua, cuyo principal efecto es la pérdida de una fina capa de partículas (Morgan, 1997). Como resultado se produce un rebajamiento de la superficie del suelo más o menos homogéneo (Hillel, 2003; Bienes, 2006). Por sus características, la erosión laminar no genera incisiones en el terreno, aunque las pérdidas de suelo que se han registrado son de magnitudes importantes (Cisneros et al., 2012). Además, este tipo de erosión, al actuar sobre la capa más superficial del suelo, ocasiona la pérdida de elementos nutritivos y la disminución de la capacidad de retención hídrica (Bienes, 2006). Cuando el flujo laminar adquiere la magnitud necesaria para concentrarse, se convierte en flujo concentrado. La erosión generada por este tipo de flujo provoca marcadas incisiones en el terreno, que en función de las características serán clasificadas como regueros (*rills*), cárcavas efímeras (*ephemeral gullies*) o cárcavas permanentes (*permanent gullies*). Actualmente existen suficientes evidencias empíricas que demuestran que, al menos en las regiones templadas, la mayor parte de las pérdidas de suelo por erosión se producen por regueros o cárcavas efímeras (Boardman, 2006).

Los regueros son pequeños surcos efímeros que se generan en las vertientes cuando la esorrentía laminar se concentra (Horton, 1945; Thorne et al., 1986). Estos regueros pueden observarse tras uno o varios eventos de precipitación y son frecuentes en suelos agrícolas, por lo que se han asociado a los surcos de labranza (Hann et al. 1994).

Por otro lado, las cárcavas (*gullies*) son cauces de mayor tamaño y profundidad que los regueros, que se forman debido al flujo concentrado y que a menudo presentan una cabecera que experimenta erosión remontante. Por lo general, la cárcava solo presenta flujo durante e inmediatamente después de fuertes precipitaciones (Osterkamp, 2008). La mayor parte de la erosión en cárcavas está asociada a la acción del agua en las cabeceras y a la

abrasión de la base del escarpe, lo que profundiza el cauce y socava el muro de la cabecera. Así, la erosión se produce por el derrumbe y el retroceso del escarpe ladera arriba (Morgan, 1997). Las cárcavas pueden ser efímeras o permanentes. Si las labores agrícolas convencionales pueden redistribuir el suelo y hacer desaparecer el cauce, se consideran cárcavas efímeras, en caso contrario son permanentes. Las cárcavas efímeras, a diferencia de los regueros, suelen desarrollarse en la misma ubicación tras cada evento intenso de precipitación.

Por último, también existen flujos concentrados subsuperficiales que pueden generar erosión, conocida con el nombre de sufusión (*piping*). Tiene lugar bajo la superficie del suelo debido a la existencia de cavidades, grietas en las rocas o en el suelo, pequeños túneles de origen biológico, etc. por donde el agua se infiltra y circula, arrancando materiales y aumentando los conductos por sufusión. Este tipo de erosión genera redes de drenaje subsuperficiales, las cuales en muchas ocasiones cesan su actividad por el colapso de los propios conductos. Los principales factores que influyen en este tipo de erosión son los agrietamientos por desecación de la superficie del suelo, pudiendo alcanzarse una gran intensidad con la existencia de arcillas hinchables, el gradiente hidráulico y el porcentaje de sodio intercambiable (Parker y Jenne, 1967; Sherard y Decker, 1977). En España, Romero Díaz et al., (2007) analizaron los factores que contribuyen a la iniciación y expansión del proceso de *piping* en terrazas abandonadas localizadas en la región de Murcia, destacando: i) el gradiente hidráulico en terrazas con poca pendiente, que produce que la actividad mecánica del agua se acelere; ii) el abandono de cultivos, ya que ha generado la reducción de la densidad aparente y el aumento de los gradientes hidráulicos; iii) propiedades físicas del suelo como las diferencias en la estructura, en la textura y en la profundidad, así como la presencia de arcillas hinchables, que causan grietas en el suelo y favorecen la formación de conductos subsuperficiales; iv) las propiedades químicas del suelo, especialmente el porcentaje de sodio intercambiable, ya que favorece la dispersión del suelo y el inicio de conductos asociados al proceso de *piping*; v) y las condiciones ambientales relacionadas con escasez de precipitaciones pero de alta intensidad y escasa cobertura vegetal.

Las consecuencias de los procesos de erosión son diversas y se manifiestan tanto en el lugar donde se produce la pérdida de suelo (*in situ*), reduciendo su productividad; como lejos del lugar de arrastre original, debido a que el transporte y la deposición de sedimentos pueden contaminar los recursos hídricos superficiales y subterráneos (Foster y Dabney, 1995; Hillel, 2003).

2.3. Métodos y técnicas para cuantificar tasas de erosión hídrica del suelo

Los procesos de erosión son muy variables tanto temporal como espacialmente. Dentro de una cuenca de drenaje la erosión del suelo actúa a diferentes escalas. Así, la erosión por *splash* podrá ser cuantificada a escala local, en términos milimétricos, mientras que la erosión laminar podrá ser estimada a escala de ladera o de cuenca hidrográfica (Cerdà, 2001). Pero la dinámica de los procesos de erosión del suelo es más compleja, por lo que las pérdidas de suelo no solo dependen de la escala de medición, sino también del método empleado (Boardman, 2006). Romero Díaz y Ruiz Sinoga (2015), llevaron a cabo diversos experimentos para cuantificar la erosión del suelo en la región de Murcia aplicando diferentes métodos a diferentes escalas, y llegaron a la conclusión de que la magnitud de las tasas de erosión depende tanto del método utilizado como de la escala, por tanto, cada método solamente es apropiado para una escala y un proceso específico. Por otro lado, las tasas de erosión pueden ser cuantificadas a diferentes escalas temporales: eventos de escasa duración (minutos), diarios, mensuales, anuales o a lo largo de varios años. Renschler y Harbor (2002) recomiendan que los monitoreos para estimar pérdidas de suelo deben llevarse a cabo durante periodos suficientemente largos para captar fenómenos erosivos como los generados por los eventos extremos, que suelen ser poco frecuentes, pero dominan los procesos de erosión. Baffaut et al. (1996) apuntan a periodos mínimos de 50 a 100 años. No obstante, no hay que desestimar los eventos moderados o de baja magnitud y alta frecuencia, pues pueden ser significativos para las tasas de erosión a largo plazo (Renschler y Harbor, 2002). Por tanto, es importante estimar tasas de erosión a una escala espacial y temporal adecuada al fenómeno que se pretende analizar.

Los primeros estudios sobre la erosión hídrica para evaluar las pérdidas de suelo tienen lugar a comienzos del siglo XX en EEUU, con las primeras investigaciones llevadas a cabo por el USA Forest Service, fundado en 1915. En 1935 se creó el Soil Conservation Service (SCS), el cual comienza a aportar asistencia educativa y técnica a los agricultores, con el objetivo de prevenir los impactos de la erosión del suelo en el rendimiento y rentabilidad de las actividades agrícolas (De Regoyos, 2003). Entre las primeras aportaciones destacan los índices de evaluación de la susceptibilidad de los suelos a la erosión desarrollados por Bennet (1926), Middleton (1930), Baver (1933), Bouyoucos (1935) o Henin et al. (1958). Por otro lado, Zingg (1940), Musgrave (1947), Smith y Whitt (1948) y Hudson (1961) desarrollaron las primeras ecuaciones empíricas para predecir la

erosión del suelo. Desde entonces se han desarrollado multitud de métodos y modelos, unos basados en observaciones directas en campo, otros en la evaluación y combinación de factores que influyen en las tasas de erosión, y otros, principalmente, en la modelización de los procesos (Gobin et al., 2003).

Las mediciones o estimaciones de las tasas de erosión del suelo pueden llevarse a cabo a través de diferentes métodos. Para medir la pérdida de suelo en función del rebajamiento de la superficie a una escala milimétrica o local se han venido utilizando técnicas como los clavos, varillas verticales clavadas en el suelo, marcas superficiales como los collares pintados, el análisis de pedestales (Hudson, 1997). También se han empleado técnicas basadas en los montículos que se forman al pie de los árboles, debido a la erosión del suelo que no está protegido por la copa de los árboles, o las raíces expuestas (Stocking y Murnaghan, 2003). Estas últimas además permiten estimar tasas de erosión en función de la edad de los árboles y, en consecuencia, a medio-largo plazo.

Otra técnica comúnmente aplicada para estimar tasas de erosión del suelo consiste en utilizar parcelas experimentales y trampas de sedimentos. El objetivo es medir, para un área de la superficie del suelo delimitada, la generación de escorrentía superficial y registrar el volumen de sedimentos que se producen en los eventos de precipitación. Para aplicar esta técnica es necesario conocer las características edáficas, topográficas y morfológicas del área de estudio, así como aquellas relacionadas con el estado de la vegetación: cobertura vegetal, prácticas de manejo, historia de los usos del suelo, etc. (Hudson, 1997). La técnica de la lluvia simulada también permite estimar pérdidas de suelo para un área determinada, ya que es posible reproducir el proceso de transformación de la lluvia en caudal y analizar los principales procesos asociados, como la infiltración, generación de escorrentía superficial, flujo subsuperficial o erosión por salpicadura (Calvo et al., 1988, 1991; Meyer, 1994; Cerdà, 1999).

Otros tipos de métodos son las mediciones de parámetros asociados a los sedimentos o al propio suelo, como es el caso de los isótopos radiactivos. Una técnica consolidada es la del ^{137}Cs , que permite obtener tasas de erosión del suelo a corto-medio plazo, debido a que su deposición tuvo lugar durante las décadas de los años 50 y 60, como consecuencia de ensayos nucleares llevados a cabo en ese mismo periodo (Ritchie et al, 1974; Walling y Quine, 1993).

A escala de cuenca hidrográfica, el análisis de la carga y deposición de sedimentos a partir de aforadores es uno de los métodos más utilizados. Los aforadores miden el caudal y recogen muestras de la escorrentía, así se puede determinar la concentración de sedimentos y con ello la producción de los mismos (*sediment yield*), facilitando una estimación de la pérdida de suelo (Walling y Webb, 1996; García Ruiz y Gallart, 1997). No obstante, la aplicación de la producción de sedimentos para detectar los efectos de los cambios de uso sobre la erosión del suelo es un método muy limitado (Walling, 1999).

2.4. La erosión en ambientes mediterráneos

La erosión del suelo en la región mediterránea no es un problema actual. Diversos estudios de carácter histórico, geomorfológico, paleontológico y sedimentológico han demostrado que existe una clara relación entre el proceso de erosión y los cambios de uso y de cobertura vegetal del suelo que han tenido lugar a lo largo del Holoceno (Follieri et al., 2000; Solé Benet, 2006; García-Ruiz, 2010). Un claro ejemplo es el caso de España, donde, autores como Quézel y Barbero (1990) o Stevenson y Harrison (1992), indicaron que la acción del hombre podría haber sido la causa principal del cambio de vegetación en la Península Ibérica al menos durante los últimos 4,500 años; aunque, los efectos antropogénicos, a menudo se confunden con los de la evolución del clima (Benito et al., 2003; Valbuena-Carabaña et al., 2009; García-Ruiz, 2010). En algunas regiones del país, los efectos del proceso de aridificación generado por cambios en el clima a partir de la segunda mitad del Holoceno (5,000 años A.C.), se han acentuado por el aumento de la presión antrópica, mientras que, en otros casos, las actividades humanas han sido la única causa de los cambios en la vegetación (Carrión et al., 2001).

En la Península Ibérica, durante la época romana, tuvo lugar un periodo de erosión (Barberá et al., 1997; García-Ruiz, 2010), posiblemente como consecuencia de la creación de asentamientos de población y de la expansión de la agricultura de secano (cereales, viñedo, olivares, etc.). Posteriormente, los musulmanes introdujeron el sistema de cultivo de regadío, que dio lugar a la creación de pequeñas huertas. Durante este periodo y a lo largo de la edad media se produjo una estabilización de los usos y aprovechamientos de la tierra (Barberá et al., 1997). En el siglo XVI tuvo lugar un cambio importante en las técnicas de labranza y se sustituyeron las huertas y la agricultura de regadío por el cultivo de secano; así como se incrementó la superficie de pastizales destinados a una ganadería ovina que se

encontraba en auge, debido a la elevada demanda de la lana. Esta expansión, tanto agrícola como ganadera, produjo, como consecuencia, la deforestación de extensas zonas de bosque mediterráneo, que quedaron expuestas a los efectos de la erosión hídrica. La situación se agravó a lo largo del siglo XVIII como causa de un fuerte crecimiento demográfico que generó la necesidad de expandir de nuevo las tierras de cultivo para paliar la hambruna, sobre todo de cereal, así mismo se incrementaron las cabezas de ganado, principalmente ovino y caprino (Barberá et al., 1997). No obstante, es probable que la Pequeña Edad de Hielo, que tuvo lugar entre los siglos XVII y XIX, reactivara procesos geomorfológicos fluviales y causara inundaciones en toda España, favoreciendo los procesos erosivos (Benito et al., 2003). Sin embargo, fue durante la segunda mitad del siglo XIX cuando tuvo lugar la deforestación más grave de la historia de España, desapareciendo más de cuatro millones de hectáreas de bosque mediterráneo como consecuencia de las leyes desamortizadoras que protagonizaron ese siglo (Bauer, 1991). En el siglo XX, la sobrepoblación de las áreas rurales y los años de posguerra (Guerra Civil Española) generaron una fuerte intensificación de la actividad agrícola, que posteriormente, con la puesta en vigor de la PAC, se abandonaría en las áreas más improductivas o se reconvertirían a pastizales (Solé-Benet, 2006). Así, es evidente, que los cambios de uso del suelo que han tenido lugar a lo largo de la historia han influido en los procesos erosivos y en el actual estado de degradación que presentan diversas zonas del país.

Actualmente, la erosión del suelo es uno de los temas principales de investigación en el arco mediterráneo. En el 2013, García-Ruiz et al. llevaron a cabo una revisión bibliográfica sobre los trabajos que abordaban la erosión del suelo en ambientes mediterráneos utilizando las BBDD ISI y SCOPUS. Obtuvieron un total de 670 trabajos, cuyas temáticas principales fueron, por orden de relevancia: erosión en áreas acarcavadas o *badlands*; erosión en tierras agrícolas; análisis de las relaciones entre la vegetación y la erosión; deforestación y reforestación; erosión tras fuertes incendios; modelización de la erosión del suelo; el papel de los eventos extremos en las pérdidas de suelo; las consecuencias del abandono de las fincas; deposición en masas de agua; y en la conectividad entre laderas y cauces o canales de agua. España ha sido el país donde más estudios de erosión del suelo se han llevado a cabo, seguido por Italia, Francia, el Norte de África, Portugal, Israel y Grecia.

La susceptibilidad de los suelos mediterráneos a la erosión está sujeta a varios factores: régimen climático, erosionabilidad del suelo, topografía, escasa cobertura vegetal y cambios de uso y manejo del suelo.

A) Régimen climático

El clima mediterráneo se caracteriza por precipitaciones de elevada variabilidad, tanto espacial como temporal y, aunque por lo general son escasas, en muchas ocasiones las precipitaciones presentan un carácter torrencial. La mayor parte de las pérdidas de suelo en ambiente mediterráneos se deben a un número de eventos de baja frecuencia, pero de elevada intensidad. González Hidalgo et al. (2005) llevaron a cabo una revisión bibliográfica sobre trabajos que han analizado la erosión diaria del suelo en ambientes mediterráneos, concluyendo que “más de la mitad del suelo erosionado anualmente se produce en tan solo tres eventos erosivos”. Además, destacan, que incluso durante un mismo evento, la mayor parte de la pérdida de suelo se produce durante los primeros minutos. De este modo podemos resaltar la importancia que puede llegar a tener un solo evento o unos pocos en la dinámica geomorfológica y erosiva de los ambientes mediterráneos.

B) Erosionabilidad

La erosionabilidad del suelo se entiende como la resistencia que ofrece el suelo ante la erosión (Benito et al., 2010). Es una propiedad dinámica que puede variar con el tiempo, humedad, temperatura, manejo del suelo y otros factores químicos y biológicos (Young et al., 1990). Las propiedades del suelo que más influyen en la erosionabilidad son la composición granulométrica, la estabilidad de los agregados, la materia orgánica, y el tipo de arcillas o características edáficas que afectan a la estructura del suelo (Lal, 1994). De ellas depende la porosidad y permeabilidad del suelo, afectando tanto a la capacidad de retención como a la fuerza de cohesión entre las partículas, y por tanto a la resistencia a la desagregación y al transporte de los materiales (Díaz-Fierros y Benito, 1996). Además de estos factores, la erosionabilidad depende de la cobertura vegetal del suelo y por tanto del manejo y uso del mismo (Benito et al., 2010).

La medición de la erosionabilidad es compleja, existen pocos métodos y hay que realizar los experimentos bajo condiciones conocidas para evitar cambios en la intensidad y en el volumen de la lluvia. No obstante, la estabilidad y el tamaño de los agregados es un buen indicador de la erosionabilidad del suelo, aunque no como parámetros únicos (Boix-Fayos et al., 2001), pues es una característica de la estructura del suelo y en su determinación

no influyen otros factores como la pedregosidad, la hojarasca o la vegetación (Cerdà et al., 1996). Así mismo, como la estructura del suelo depende también de la cantidad y tipo de arcilla, del contenido en materia orgánica, óxidos de hierro, aluminio y carbonatos, establecer relaciones con estos constituyentes es otra forma de calcular esta propiedad (Lal, 1994; Morgan, 1997).

Está demostrado que los suelos más erosionables son aquellos con altos contenidos en limos, pues son fácilmente disgregables y la escorrentía superficial puede transportarlos fácilmente. Sin embargo, los suelos con alto contenido en arcillas o en arenas son menos erosionables, la textura arcillosa ayuda a la cohesión de los agregados y la arenosa es más permeable y presenta una mayor resistencia al transporte (Morgan, 1997).

C) Topografía

La topografía en términos de pendiente y longitud de la ladera también influyen en el proceso de erosión. En los trabajos llevados a cabo para el desarrollo de la USLE se demostró que la pendiente y las tasas de erosión presentaban una relación positiva en campos de cultivo. Es decir, a mayor inclinación de la superficie mayor erosión, ya que la pendiente favorece a la concentración y aceleración del flujo. En cuanto a la longitud de la ladera hay que indicar que hay evidencias de que influye directamente en el suministro de material erosionable, a mayor longitud mayor cantidad de material para erosionar y por tanto mayor será la aportación de sedimentos al cauce. De ahí que este parámetro se implementara en la ecuación de la USLE (Wischmeier y Smith, 1978).

D) Cubierta vegetal y usos y manejo del suelo

La cubierta vegetal es uno de los factores más determinantes en el proceso de erosión y está íntimamente relacionado con el uso del suelo. La relación entre la cobertura vegetal y la tasa de erosión hídrica se ajusta a una curva exponencial negativa (Dunne et al., 1978; Stocking, 1994; Gyssels et al., 2004; Schnabel et al., 2009; Brandt y Geeson, 2015). Según García-Fayos (2004), las tasas de erosión del suelo presentan valores muy elevados cuando la cobertura vegetal del suelo es inferior al 20%, mientras que cuando se alcanza una cobertura vegetal del suelo de un 40–50%, la tasa de erosión disminuye considerablemente, a la vez que disminuye la intensidad de la escorrentía. Cuando la cobertura es del 100% las tasas de erosión descienden a valores casi nulos. Schnabel et al. (2009) presentaron resultados similares para ambientes de dehesa. Una cobertura vegetal inferior al 20% y eventos de precipitación de intensidad moderada, pueden generar pérdidas de suelo

significantes. Por otro lado, coberturas vegetales superiores al 60% reducen considerablemente la erosión del suelo, incluso para eventos tormentosos con precipitaciones de elevada intensidad (Figura 3). Barber (2000) también determinó que las pérdidas de suelo descendían considerablemente a partir de un porcentaje de cubierta vegetal del 40% y que, una cubierta vegetal del 70-80% es capaz de reducir la erosión a valores casi nulos. Por tanto, la cobertura vegetal ejerce un efecto positivo sobre la erosión del suelo.

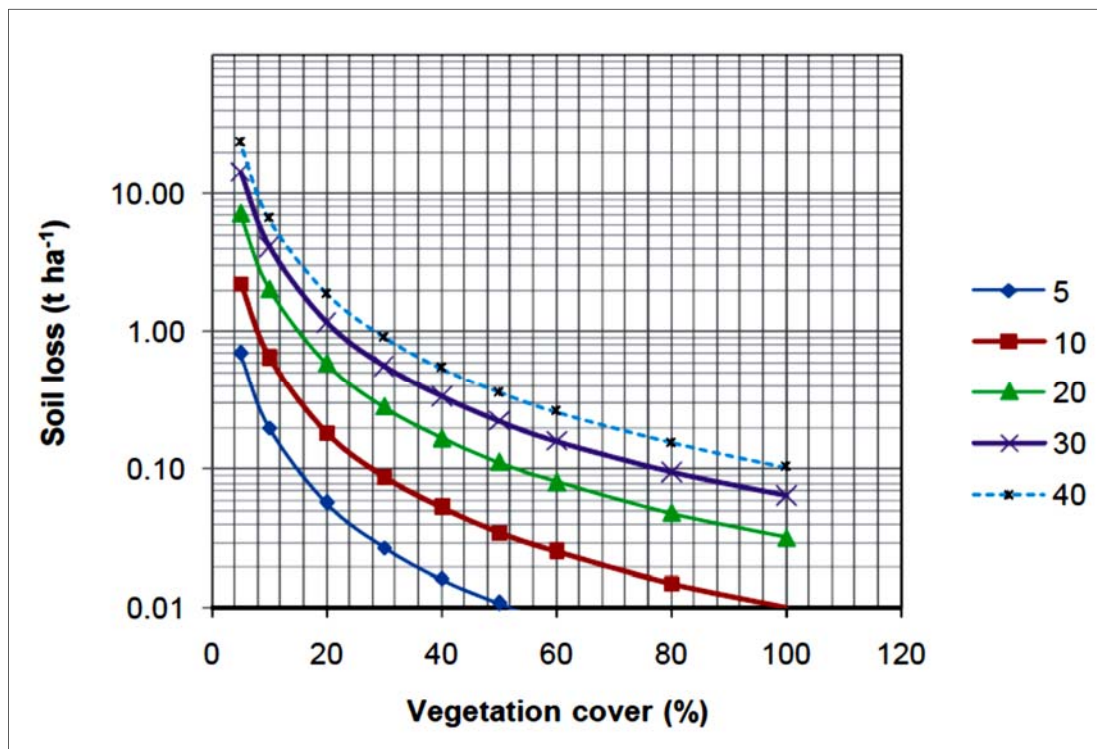


Figura 3. Relación entre pérdidas de suelo y cobertura vegetal para diferentes intensidades de lluvia (mm/hora) en dehesa (Schnabel et al., 2009).

La vegetación intercepta y mejora la capacidad de infiltración del suelo, así como evita que se genere escorrentía superficial. Parte de la precipitación incidente es interceptada por las plantas y devuelta a la atmósfera por evapotranspiración. En zonas con una elevada cobertura vegetal, si la intensidad de la lluvia es baja, la interceptación será casi total. Por tanto, la dimensión de la planta o de la comunidad vegetal influye en este proceso. Por otro lado, la capacidad de infiltración mejora con la presencia de vegetación, pues aporta materia orgánica, estimula la actividad biológica del suelo y su estructura radicular ayuda a la

redistribución del flujo. Todo ello disminuye la generación de escorrentía y por tanto la intensidad de la erosión (García-Fayos, 2004).

En la década de los 90, la aplicación de la PAC obligó a abandonar tierras de cultivo para aumentar el barbecho blanco y reducir los excedentes de producción agraria que tenía la UE. Estas políticas generaron la reducción de la cobertura vegetal en los campos de cultivo, favoreciendo la aceleración de los procesos erosivos. Diversos estudios llevados a cabo para analizar las repercusiones de estas medidas demostraron un fuerte incremento de las tasas de erosión en los años posteriores al abandono de las explotaciones. La razón es la escasa velocidad de colonización que presenta la vegetación natural frente a la rápida implantación del cultivo (Bienes, 2006).

Sabemos que factores como una baja e irregular precipitación, elevada evaporación, fuegos, laboreo y sobrepastoreo influyen negativamente en la cobertura vegetal. De todos ellos, el sobrepastoreo es una de las actividades antrópicas que ha desencadenado la degradación y agotamiento de la productividad del suelo (Palacio et al., 2014; Costa et al., 2015). Oldeman et al. (1991) señalan que el sobrepastoreo es causante del 35% de la degradación mundial y del 23% en Europa, siendo uno de los factores implicados en la erosión del área mediterránea más citados.

Los efectos del ganado sobre el ecosistema son tanto directos como indirectos. En primer lugar, reduce la proliferación de especies arbustivas, favoreciendo la dominancia del pastizal, e interviene en la composición florística de los pastos y en su biomasa. El pisoteo produce un aumento de la densidad aparente y una disminución de la porosidad del suelo, reduciendo significativamente la capacidad de retención hídrica y la tasa de infiltración. Además, reduce la biomasa y cobertura vegetal generando una disminución en la interceptación de las precipitaciones y un aumento del porcentaje de suelo desnudo. Como consecuencia, la protección contra el impacto de las gotas de lluvia sobre la superficie del suelo disminuye y en muchas ocasiones es nula. En segundo lugar, los efectos indirectos se resumen en una reducción del contenido de materia orgánica al reducirse la biomasa, provocando una degradación física del suelo. Además, altera de manera negativa la infiltración y retención hídrica y, por tanto, la cantidad de escorrentía superficial aumenta (Schnabel et al., 2010).

Se han realizado multitud de trabajos sobre tasas de erosión en áreas mediterráneas con vegetación natural (especialmente matorrales con diverso grado de degradación),

recogidos en Kosmas et al. (1997), Solé Benet (2006) o Wainwright y Thornes (2004). Sin embargo, existen pocos estudios que ofrezcan tasas de erosión en áreas de pastoreo para diversas cargas ganaderas y que especifiquen el efecto del ganado sobre la cobertura vegetal.

CAPÍTULO 3

MARCO GEOGRÁFICO



Finca Buitrera de Villavieja (Deleitosa). Ladera representativa de Dehesa con encinas que presentan raíces parcialmente expuestas.

CAPÍTULO 3. MARCO GEOGRÁFICO

3.1. La Dehesa

La dehesa es el paisaje característico del sur y suroeste de la Península Ibérica y está formado por pastizales y arbolado disperso. Según datos paleoambientales, tiene sus orígenes en el Neolítico Medio, cuando el hombre comienza a intervenir en el bosque original mediterráneo, introduciendo el fuego como deforestar y abrir claros destinados al cultivo de cereales y a la ganadería (Bueno et al., 2005; López Sáez et al., 2007). Además, para el mismo periodo, se han encontrado evidencias de que se consumían bellotas y otros recursos silvestres que ofrecían estos espacios (Pereira y García, 2002; Zapata, 2000). Sin embargo, según el diccionario de Corominas (1973), el término *dehesa* no aparece hasta el año 924 d.C., el cual deriva etimológicamente del latín *deffesa* y cuyo significado es “defendida” o “acotada”, aludiendo a una porción de tierra delimitada y destinada generalmente a pastos (López Sáez et al., 2007). En la Edad Media, el sistema adehesado adquiere una enorme importancia durante los años de la Reconquista y sobre todo durante el periodo en el que estuvo vigente el Real Concejo de la Mesta, ya que los rebaños mesteños gozaban de privilegios para pastar tanto en los invernaderos públicos como en los privados del cuadrante suroccidental (Parra, 1988; San Miguel, 1994; Linares y Zapata, 2003). Es entonces cuando surge el término *defenderé*, con el que se denominó el permiso que concedían los reyes a los municipios para acotar y cerrar las fincas y así evitar que el ganado mesteño pudiera alimentarse en sus pastizales (Lavado Contador et al., 2000).

A mediados del siglo XVIII la dehesa ocupaba gran parte de la superficie determinada como monte mediterráneo (bosques, montes, prados y espacios adehesados), el cual, en base a los datos aportados por el Catastro de la Ensenada, suponía más del 30% de las tierras del suroeste peninsular. Las deforestaciones continuaron y se intensificaron tras la crisis de la monarquía absoluta y de la Mesta, pero sobre todo tras la Guerra de la Independencia (1808-1814). Las tierras de cultivo se incrementaron como consecuencia de las medidas llevadas a cabo por la Reforma Liberal para solventar los constantes enfrentamientos entre agricultores locales y ganaderos mesteños que venían sucediéndose desde mediados del XVIII, así como debido al incipiente crecimiento demográfico que demandaba alimentos para subsistir (García Pérez y Sánchez Marroyo, 1984; Linares y Zapata, 2003). Posteriormente, las desamortizaciones que tuvieron lugar entre la segunda

mitad del siglo XIX y la primera mitad del siglo XX dieron paso a la época de mayor producción de la dehesa (La Época Dorada de la Dehesa). Sin embargo, los ecosistemas adeshados sufrieron daños importantes. Gutiérrez (1992) indica que se incrementaron considerablemente las tierras de cultivo y que algunas dehesas fueron taladas total o parcialmente para vender leña, carbón y cisco. Así mismo, Linares y Zapata (2003) estimaron que durante la segunda mitad del siglo XIX y primer tercio del siglo XX, en el suroeste de la península, se privatizaron 2 millones de hectáreas de montes públicos y se incrementó la superficie agrícola en torno a los 3 millones de hectáreas.

El pasado siglo se caracterizó, de nuevo, por un fuerte incremento de las tierras de cultivo, debido a la necesidad de combatir la hambruna y la pobreza generada por la Guerra Civil Española principalmente en las zonas rurales, donde muy pocas dehesas se quedaron sin cultivar (Gutiérrez, 1992). Con el Plan de Estabilización de 1959, que dio lugar a la apertura de la economía española, llegó la crisis de la agricultura tradicional, generando un fuerte éxodo rural, precariedad salarial, mecanización en el sector primario y expansión de los sistemas de ganadería intensiva frente a una difícil situación de la ganadería ovina y porcina, debido a la peste porcina africana (Escribano y Pulido, 1998; Linares y Zapata, 2003). Todo ello propició el abandono de las tierras tanto por parte de los propietarios como por parte de los obreros asalariados; los primeros por la falta de rentabilidad en las actividades, y los segundos por la ausencia de trabajo (Jariego y Lavado Contador, 2010). Así, durante las últimas décadas se han puesto de manifiesto dos procesos que han ocasionado importantes modificaciones en la cubierta vegetal: el incremento en las cargas ganaderas, favorecido por las subvenciones de la Unión Europea (Donázar et al., 1997), y el abandono de la explotación de tierras (Lavado Contador *et al.*, 2004). Herguido et al., (2017) desarrolló modelos espaciales de la dinámica temporal de los árboles en fincas representativas de dehesas, en términos de pérdidas o ganancias de individuos (regeneración). Los resultados indicaron que, aunque el conjunto de datos indica un aumento de la densidad del arbolado en la mayor parte de las fincas estudiadas, realmente se está produciendo una polarización entre ambos procesos. La regeneración está teniendo lugar en las áreas marginadas o menos aprovechadas de las fincas, mientras que la pérdida de arbolado se ha focalizado, principalmente, en las áreas de pastoreo, que suelen ser las zonas más accesibles de las fincas, como terrenos con poca pendiente o escasa densidad arbustiva. De este modo, el ganado ya no transita por toda la finca, sino que se concentra en áreas concretas, generado un incremento de la carga ganadera en las áreas más transitadas.

En los últimos años varios autores han aportado diferentes definiciones de dehesa (Martín Bolaños y Martín Galindo, 1966; Parsons, 1966; Campos Palacín, 1992; Martín Lobo, 1992; Montoya, 1993; Fernández Rebollo y Porras Tejeiro, 1998; Scarascia-Mugnozza et al., 2000), pero la más utilizada es la definición de *dehesa ibérica mediterránea* dada por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 2008): “*sistema antrópico de uso y gestión de la tierra basado principalmente en la explotación ganadera extensiva de una superficie de pastizal y arbolado mediterráneo, en la que más del 20% está ocupada por especies frondosas con una fracción de cabida cubierta arbolada comprendida entre el 5 y el 60%, que da lugar a un ecosistema en el que la conjunción del manejo agrosilvopastoral propicia importantes valores ambientales, el uso sostenible del territorio, un paisaje equilibrado y una adecuada diversidad a distintos niveles de integración*”. Más recientemente, Pulido y Picardo (2010) modifican el concepto de dehesa ibérica mediterránea por *dehesa de montanera*, y lo definen como “*sistema de explotación ganadera y/o cinegética de carácter multifuncional en el que al menos el 50% de la superficie está ocupado por pastizal con arbolado disperso productor de bellotas y con una fracción de cabida cubierta entre el 5 y el 60%*”. En dicha definición los autores amplían la superficie arbolada de un 20% a un 50%, ya que según los datos disponibles en MAPA (2008), más de la mitad de las explotaciones tienen más de un 80% de terreno arbolado. Además, incluyen un matiz definitorio importante que es la necesidad de que el arbolado sea productor de bellota (encinas, alcornoques, robles o quejigos), ya que de este modo el sistema se asocia a las formas de aprovechamiento extensivo tradicionalmente ligadas a las dehesas y no a otras formaciones forestales.

Actualmente, la dehesa ocupa más de 3,5 millones de hectáreas en el suroeste de España, de las cuales un 35% se localizan en Extremadura, un 27% en Andalucía, un 21% en Castilla-La Mancha, un 14% en Castilla y León y un 3% en Madrid (MAPA, 2008). En Portugal las dehesas son conocidas como montados y ocupan una superficie total de 0,7 millones de hectáreas (Pereira et al., 2004). Así, en la Península Ibérica, ambas formaciones superan los 4 millones de hectáreas.

En Extremadura la dehesa es la formación más importante en extensión, ocupando un 34% de la superficie (Figura 4). Se distribuye por toda la región, a excepción de las áreas montañosas del norte (Sierra de Gata, Las Hurdes) y de las Vegas del Guadiana, Tierra de Barros (centro-sur de la región), y la Serena, donde predominan los cultivos y pastizales. La

especie arbórea predominante es el *Quercus ilex* (29.9%), seguido del *Quercus suber* (2%) y *Quercus pirenaica* (2%) (CIEMA, 2003).

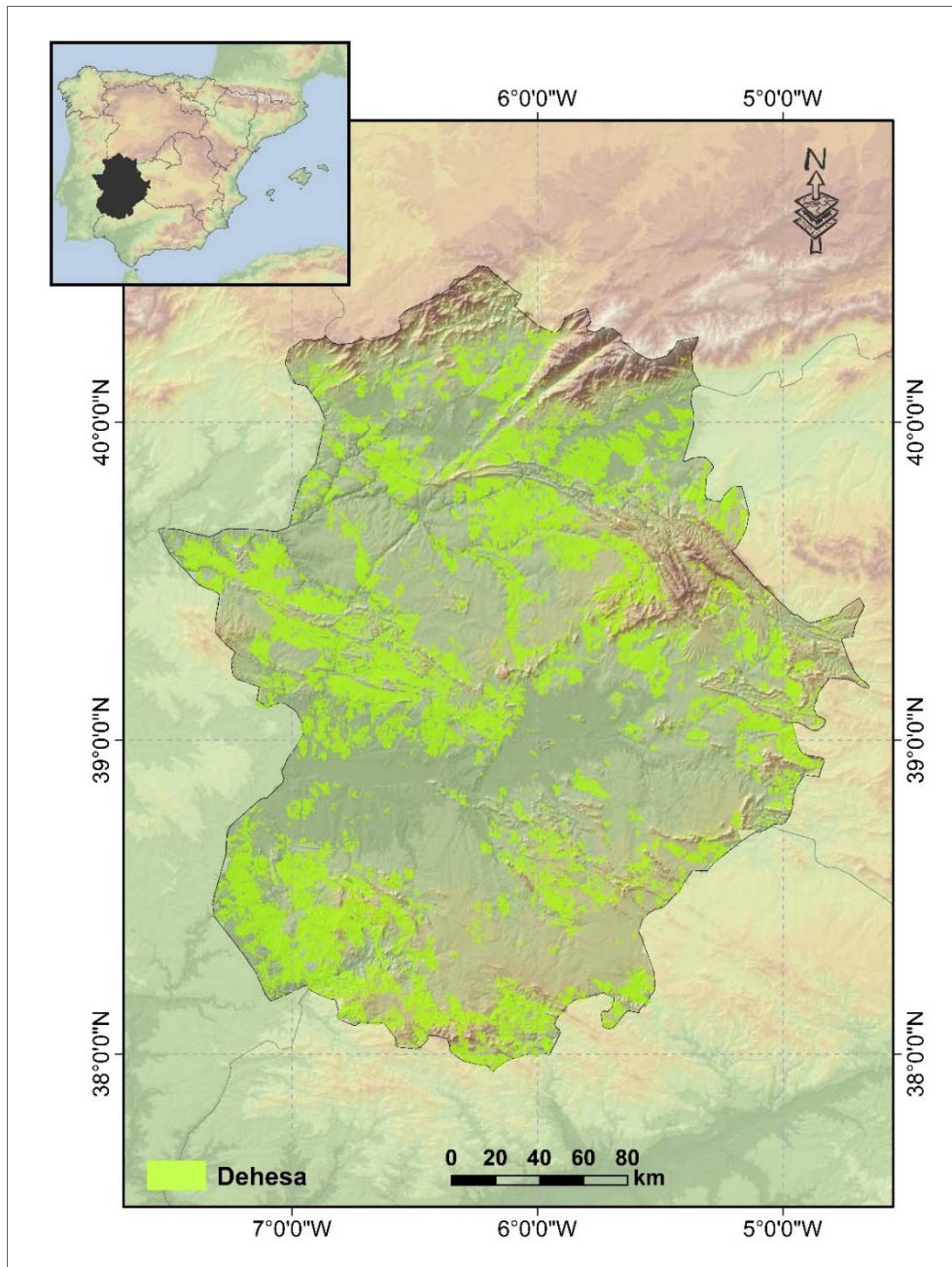


Figura 4. Distribución del ecosistema de dehesa en Extremadura en 2011 según el Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España (SIOSE)

En las dehesas, la agricultura, la ganadería y el aprovechamiento forestal han coexistido tradicionalmente. En los últimos años el uso recreativo y el turismo también han supuesto un impulso para la economía asociada a los ambientes adehesados. No obstante, el uso predominante es el ganadero (ovino, porcino, bovino y caprino, por orden de importancia), particularmente tras la adhesión de España a la Unión Europea (1986) que favoreció la concesión de subvenciones para dicho sector. Sin embargo, el incremento de las cargas ganaderas está generando consecuencias que afectan severamente a la degradación de estos ecosistemas. Las elevadas cargas ganaderas conllevan a una reducción importante de la cubierta vegetal, sobre todo en épocas de sequía, degradando el suelo por pisoteo. Las mayores pérdidas de suelo se concentran en aquellos meses en los se produce una mayor degradación de pastos y suelos, por sequía y/o sobrepastoreo, así como por lluvias intensas, provocando que la mayor parte de la erosión total se concentre en pocos eventos de lluvia (Schnabel et al., 2010). Por otro lado, cargas ganaderas muy elevadas afectan negativamente a la regeneración del arbolado, envejeciendo las dehesas hasta un punto casi irreversible y siendo para algunos autores la amenaza más importante para la conservación de la dehesa (Montero et al., 1998; Serrada y San Miguel, 2008). Otro problema de gran calado para la regeneración del arbolado es la *seca*, causada por la *Phytophthora cinnamomi* Rands, la cual genera un decaimiento progresivo de la copa de los árboles, con la presencia de ramas parcial o totalmente defoliadas o incluso el secado total de las ramas (Tuset et al., 1997), llegando a causar la muerte del individuo.

La actividad agrícola se basa, principalmente, en el cultivo de cereales. El área cultivada va rotando bien cada cuatro años o cada nueve. La rotación consiste en dejar descansar la tierra en *posío* o en *barbecho* tras la siembra, cosecha y rastrojera de la cerca, con el objetivo de recuperar su fertilidad.

El uso forestal se caracteriza por la utilización de los restos de poda como leña y para producir carbón vegetal o picón, así como para alimentar al ganado con el denominado ramón. Otros recursos son el aprovechamiento de la corteza del alcornoque o corcho, la producción de miel, la actividad cinegética y el aprovechamiento micológico.

3.2. Áreas de estudio

Con el objetivo de estimar tasas históricas de erosión del suelo a escala de ladera se seleccionaron un total de tres áreas de estudio representativas del ecosistema de Dehesa del suroeste peninsular, las cuales presentaban claros signos de erosión del suelo como el suelo

desnudo y las raíces parcialmente expuestas. Las laderas objeto de estudio están ubicadas en dos fincas de la Provincia de Cáceres (Figura 5), Buitrera de Villavieja ($39^{\circ} 35' N$, $5^{\circ} 36' W$) y Parapuños de Doña María ($39^{\circ}37' N$, $6^{\circ} 8' W$). La selección de las áreas se basó en investigaciones previas llevadas a cabo en 10 fincas de propiedad privada repartidas por toda Extremadura. Dichas investigaciones se desarrollaron en el marco de los proyectos “Evaluación y modelización integral de la degradación de dehesas y pastizales” (PADEG, CGL2008-01215/BTE) y “Análisis y Modelización Integral de las Dehesas: Cambios de uso y manejo y repercusiones sobre la sustentabilidad del sistema” (AMID, CGL2011-23361), el cual ha dado soporte económico y científico a esta tesis.

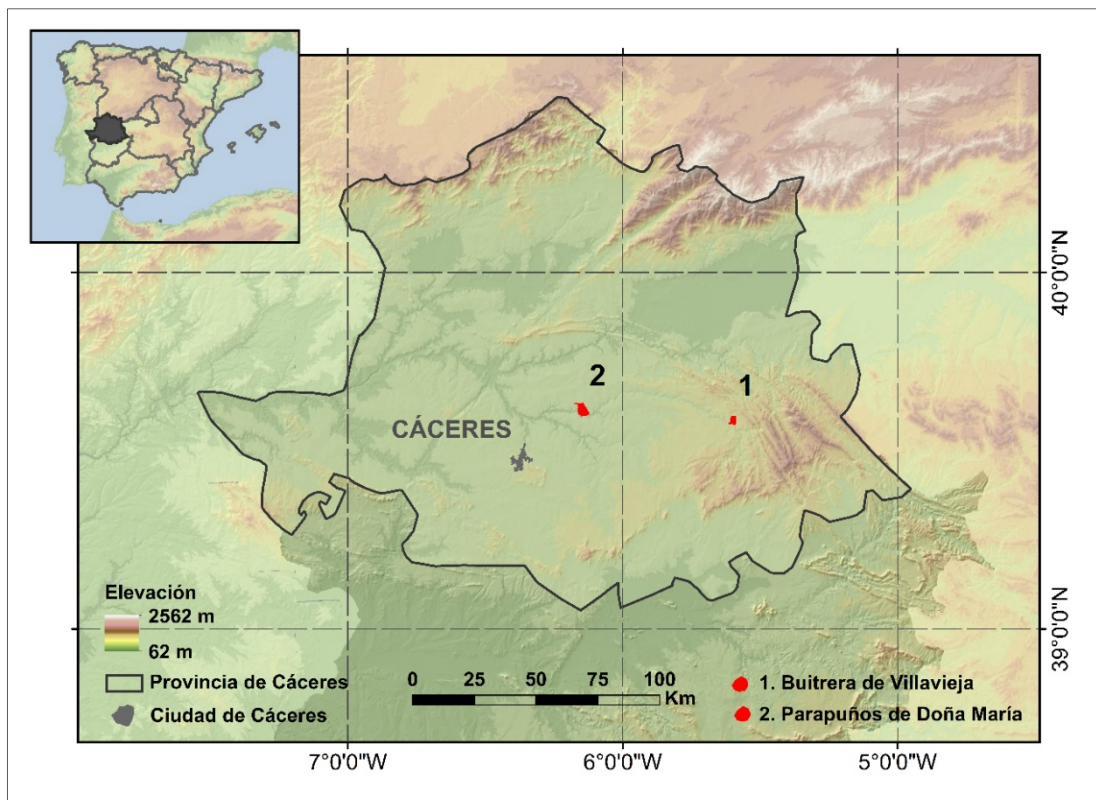


Figura 5. Localización de las fincas seleccionadas para estimar tasas históricas de erosión del suelo.

3.2.1. Buitrera de Villavieja

La finca Buitrera de Villavieja (39° 35' N, 5° 36' W) está ubicada en el término municipal de Deleitosa, al este de la provincia de Cáceres. Presenta una extensión de 435 ha y una altitud media de 523 m. La precipitación media anual es de 646 mm y la temperatura media es de 16°C, con una amplitud térmica de 12°C (Ninyerola et al., 2005). La finca forma parte de la extensa Superficie General de Erosión (SGE; Gómez Amelia, 1985), desarrollada sobre pizarras y grauvacas del Ediacárico.

En esta finca se seleccionaron dos laderas (Figura 6): Buitrera 1 (B1) y Buitrera 2 (B2). B1 tiene una superficie de 32.082 m², con una pendiente media de 5,4° y una orientación Este (E). La extensión de B2 es menor que B1, con 19.949 m². La pendiente media es de 6,1°, ligeramente superior a la primera, y la orientación es similar (E). La vegetación característica de la zona está compuesta por un arbolado disperso de encinas (*Quercus ilex*) y un estrato herbáceo dominado por especies terófitas (*Avena barbata*, *Anthoxanthum odoratum*, *Vulpia myuros*, *Galactites tomentosa*, etc.). En el sur de la finca predomina el estrato arbustivo caracterizado por especies como la retama (*Retama shpaerocarpa*), la escoba (*Cytisus multiflora*) o el cantueso (*Lavándula stoechas*). La densidad del arbolado es superior en B2 que en B1 (según determinación sobre ortofotografía de 2012, con un tamaño de píxel de 0,25 m) (Tabla 1). En ambas laderas, la densidad del arbolado supera ligeramente el rango que proporciona el MAPA (2008) para dehesas, el cual oscila entre 30 y 40 pies ha⁻¹.

Según la clasificación de la FAO (Jahn et al., 2006), ambas laderas presentan Leptosoles dístricos, caracterizados por ser suelos poco profundos (no superan los 20 cm) con una saturación de base por debajo del 50%. En los suelos de Buitrera se han identificado dos horizontes (Figura 7): un horizonte Ah poco profundo, entre 0 y 3 cm, con un color pardo (10 YR 5/3) en húmedo y pardo muy pálido (10 YR 7/4) en seco; y un segundo horizonte B que se distribuye hasta una profundidad media de 14,6 cm en B1 y hasta 19,2 cm en B2. En ambos casos la roca madre se presenta en avanzado estado de meteorización. La roca madre (R) se localiza, generalmente, entre 15-19,5 cm de profundidad. La textura es franco-arenosa, tanto en B1 como en B2, con un menor contenido de arcillas que de limos y arenas. La densidad aparente y el pH son similares en ambas áreas, mientras que el contenido en materia orgánica en los primeros 5 cm del suelo es ligeramente superior en B2 (Tabla 1).

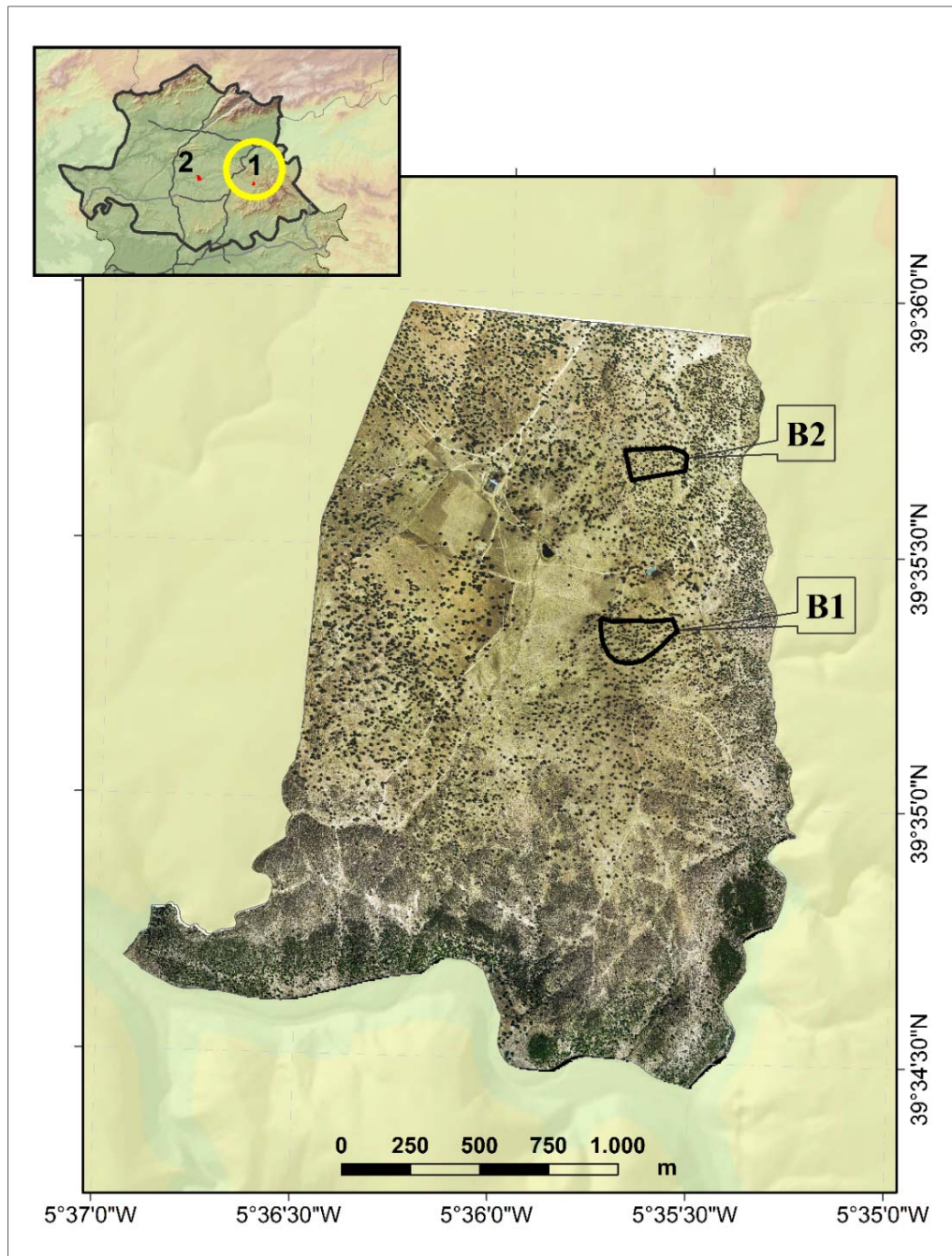


Figura 6. Localización de B1 y B2 (finca Buitirera de Villavieja, Deleitosa, Cáceres)

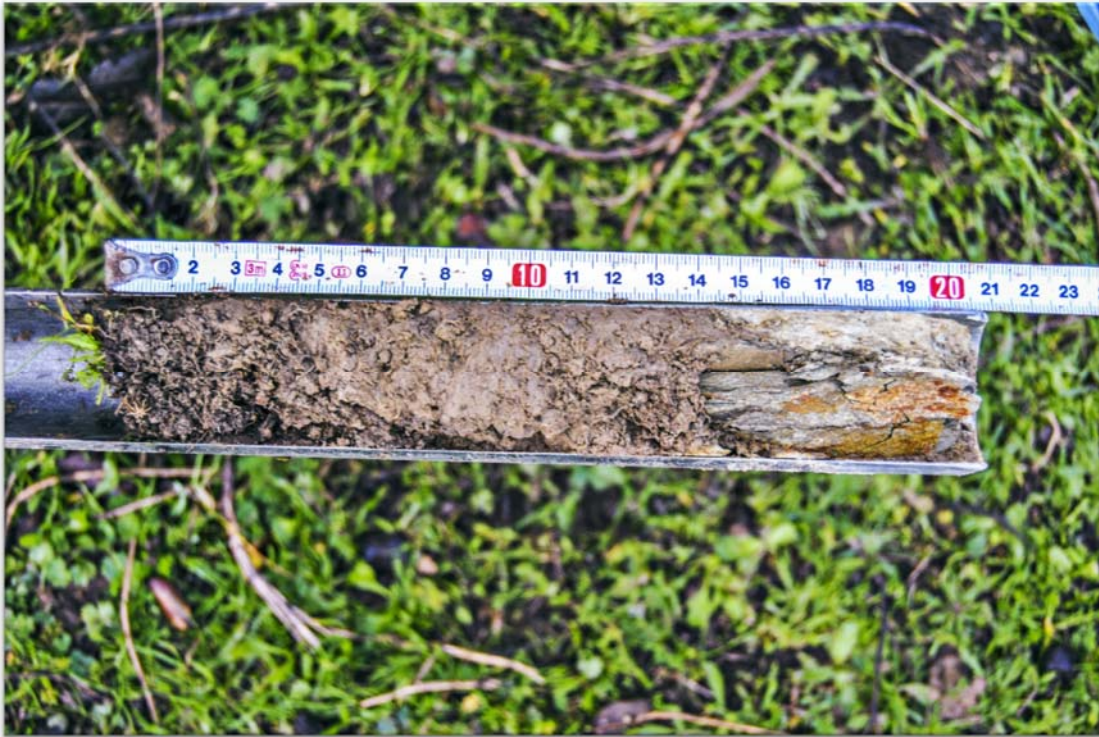


Figura 7. Perfil de suelo de B1, donde se puede distinguir un horizonte Ah de unos 2-3 cm, un horizonte B (3-14 cm), con una pizarra en avanzado estado de meteorización, y la roca madre (R) a 14-15 cm de profundidad.

El uso del suelo dominante en la finca actualmente es el ganadero (ovino y caprino), siendo de menor importancia el aprovechamiento forestal. Sin embargo, la actividad agrícola fue el único uso del suelo en la finca durante la década de los 40, cultivándose el 100% de la superficie. Posteriormente la superficie cultivada comenzó a descender, estimándose que en 1956 ésta se había reducido casi a la mitad. A partir de 1973 la actividad ganadera ya se había convertido en la principal actividad económica de la finca, quedando la superficie de cultivo reducida al 2% y abandonándose por completo a partir de 1984. En cambio, la actividad ganadera se ha intensificado, pasando de 665 cabezas de ganado en 1945 a 1840 en 2012. El ganado ovino ha experimentado un aumento importante, siendo la cabaña con mayor número de cabezas de ganado en la actualidad. Se ha estimado que en 1945 el número de ovejas era de 500 y en 2012 se han registrado 1200. Sin embargo, el ganado caprino ha sido el que ha aumentado en mayor medida, multiplicándose por cuatro y, por tanto, pasando de 150 cabezas de ganado en 1945 a 600 en 2012. Así la carga ganadera se ha incrementado de 0,29 UGM ha⁻¹ (Unidad Ganadera Mayor por hectárea) en 1945 a 1,17 UGM ha⁻¹ en 2012 (Tabla 1).

Tabla 1. Características topográficas y propiedades edáficas de las áreas de estudio, donde: DAB es la densidad de arbolado, FCC es la fracción de cabida cubierta, CG es la carga ganadera, Da es la densidad aparente; V es la saturación de base; y MO es la materia orgánica.

Ladera	B1	B2	P
Superficie (m ²)	32.082	19.949	16.809
Elevación (m)	548,2	559,2	384,7
Pendiente (°)	5,4	6,1	4,3
Orientación (°)	106,2 (E)	110,8 (E)	171,7 (S)
DAB_2012 (pies ha ⁻¹)	44,1	58,4	22,5
CG_2012 (UGM ha ⁻¹)	1,17	1,17	1,09
Profundidad (cm)	14,6	19,2	22,5
Textura (%)			
Arcilla	10,3	10,4	12,2
Limo	53,9	44,4	61,2
Arena	35,7	45,2	26,7
Da (g cm ⁻³)	1,6	1,6	1,6
pH (Agua 1:2,5)	5,2	5,1	5,5
V de 0-5 cm (%)	39,8	39,6	66,2
MO de 0-5cm (%)	0,9	1,1	1,2

En B1 se pudieron diferenciar tres unidades diferentes en función de la topografía (elevación y pendiente): B1A, B1B y B1C (Figura 8). B1A (14.754 m²) representa la zona culminante de la ladera, con una pendiente de 1,9° y una profundidad media del suelo de 15,0 cm. B1B (11.090 m²) corresponde a la zona de media ladera. Presenta una pendiente media de 6,4° y una profundidad media del suelo de 15,5 cm. B1C (7.238 m²) es la unidad con mayor pendiente (8,9°) y con la menor profundidad del suelo (13,3 cm). Representa la parte baja de la ladera, pero no se han encontrado signos de acumulación de sedimentos, debido a que a esta unidad le sigue una zona de baja pendiente donde tiene lugar la deposición, reconociéndose un pequeño abanico aluvial (Figura 9).

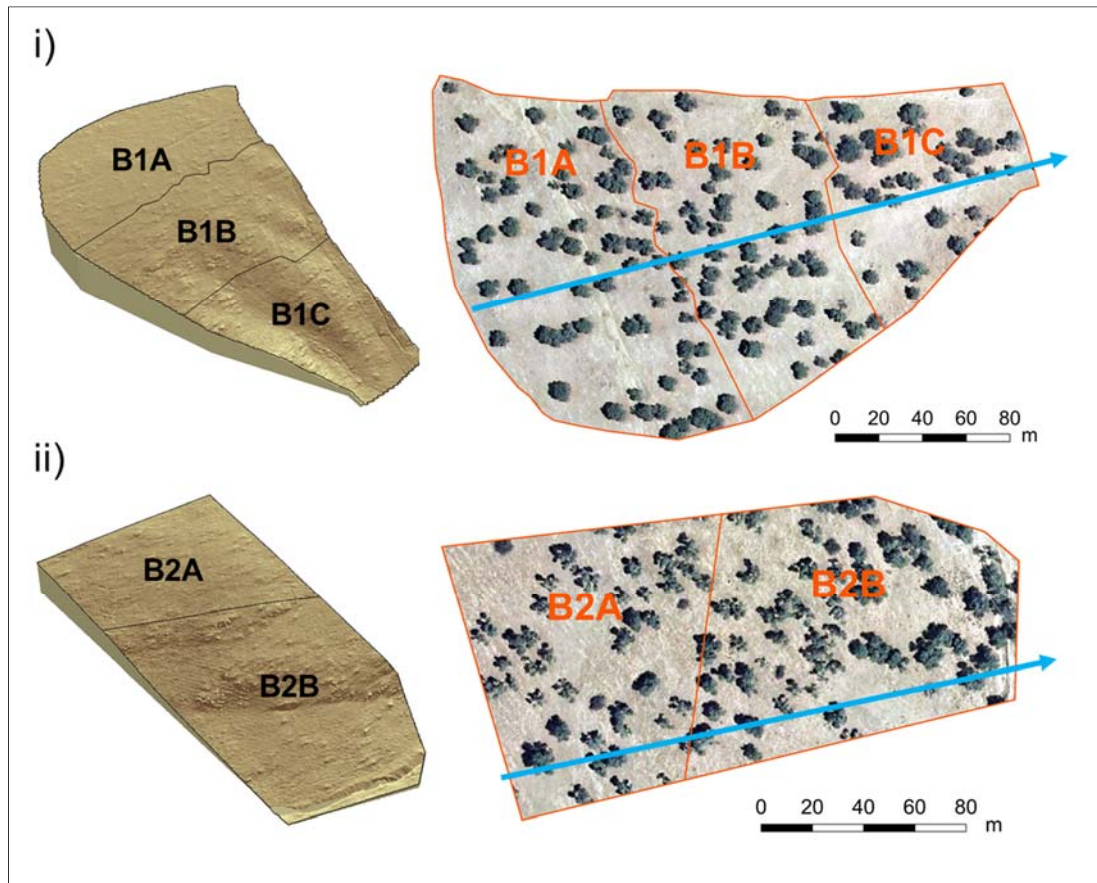


Figura 8. División de las laderas B1 (i) y B2 (ii) en unidades en función de la topografía.



Figura 9. Fotografía tomada en B1 (octubre de 2012) para ilustrar el límite entre la ladera (tercio superior de la imagen) y el pequeño abanico aluvial (centro de la imagen) donde se produce la acumulación del material erosionado.

En B2 se diferenciaron dos unidades, B2A (9.214 m²) y B2B (10.735 m²) (Figura 8), que representa la parte alta y la parte baja de la ladera, respectivamente. La pendiente varió ligeramente a lo largo de la ladera, 5,2° en B2A y 6,8° en B2B, y la profundidad media del suelo fue muy similar, 19,0 cm y 19,4 cm respectivamente. En esta ladera tampoco se identificaron signos de acumulación de sedimentos, por lo que probablemente el material erosionado se exporta desde la ladera y se transporta al cauce localizado en fondo del valle (Figura 10).



Figura 10. Fotografía tomada en B2 (octubre de 2013) para ilustrar que la ladera no presenta un área de deposición, por lo que los materiales erosionados son transportados por el cauce ubicado en el fondo de vaguada.

3.2.2. Parapuños de Doña María

Parapuños de Doña María está ubicada en el término municipal de Monroy, en el centro de la provincia de Cáceres. Presenta una extensión de 1.024,2 ha y una altitud media de 379,0 m. La precipitación media anual es de 596 mm y la temperatura media de 16,1°C, con una oscilación térmica de 12,0°C (Ninyerola et al., 2005). En esta finca está situada una cuenca experimental de 99,5 ha puesta en marcha por el grupo de investigación GeoAmbiental de la Universidad de Extremadura y en la que se ha investigado la

degradación y los cambios de uso y manejo del suelo a lo largo de las últimas décadas. Los suelos de la cuenca son muy delgados y se desarrollan sobre las pizarras y grauvacas de la SGE y sobre restos de un viejo pedimento en las partes altas de la cuenca. La vegetación se caracteriza por un arbolado disperso de encinas (*Quercus ilex*), un estrato arbustivo distribuido de manera irregular y compuesto por retamas (*Retama shpaerocarpa*), escobas (*Cytisus multiflora*), cantueso (*Lavándula stoechas*), torvisco (*Daphne gnidium*) y ahulagas (*Genista hirsuta*). Los pastos son pobres desde el punto de vista nutricional y están dominados por especies terófitas (*Avena barbata*, *Anthoxanthum odoratum*, *Vulpia myuros*, *Galactites tomentosa*, etc.).

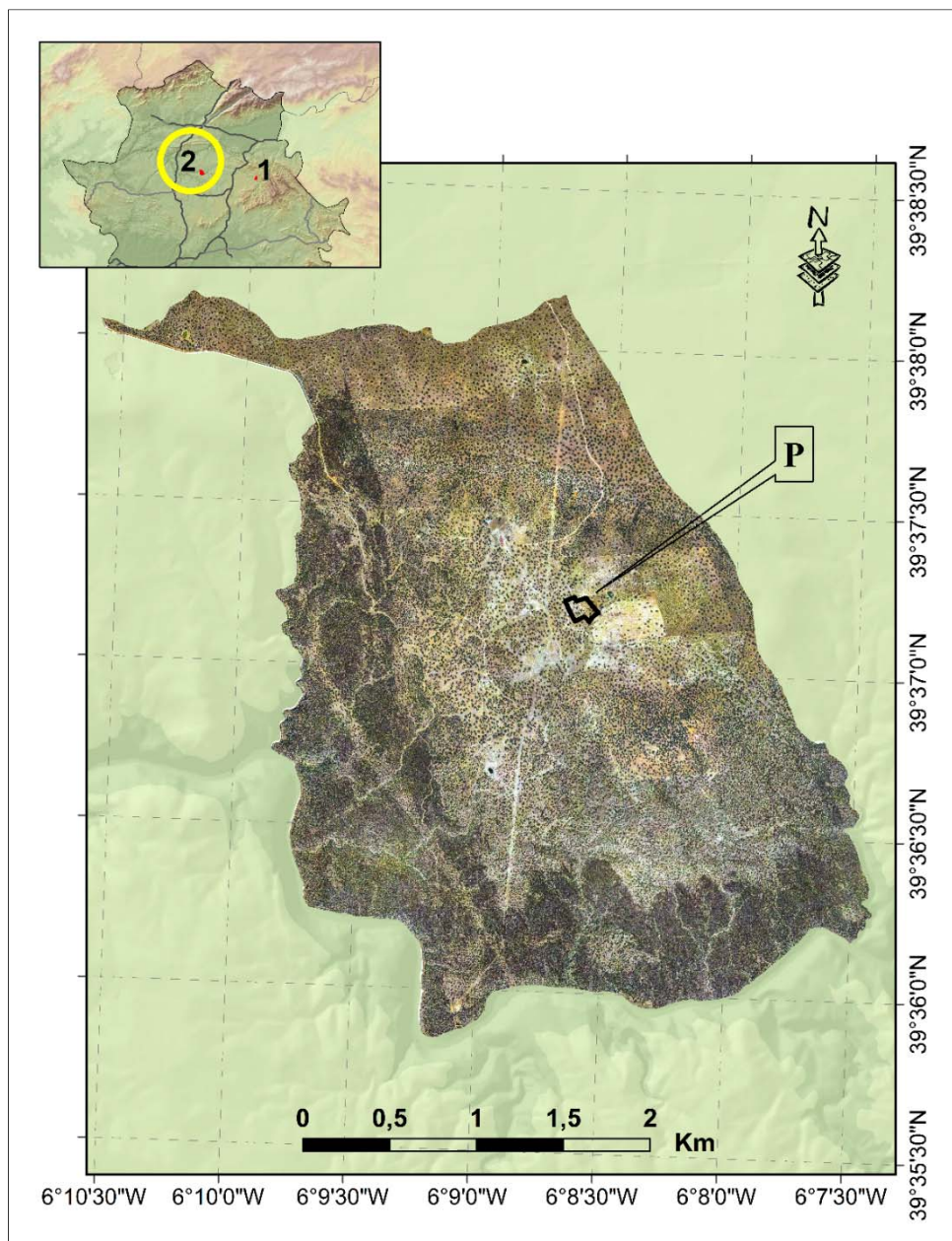


Figura 11. Localización de P (Parapuños de Doña María, Monroy, Cáceres).

Los suelos son algo más profundos que en Buitrera, aunque no superan los 24 cm de profundidad y presentan una escasa estructura. Se han diferenciado dos horizontes, un horizonte superficial con mayor contenido en materia orgánica (Ah), con una profundidad variable entre 0 y 3 cm, caracterizado por un color pardo (10 YR 5/3) en húmedo y pardo muy pálido (10 YR 8/4) en seco; y, un segundo horizonte que se distribuye entre 3 y 22,5 cm (B). La roca madre (R) aparece a partir de los 20-24 cm de manera generalizada (Figura 12). La saturación en base es superior al 50%, por tanto, a diferencia de los suelos de las laderas de Buitrera, es un Leptosol eútrico según la clasificación de la FAO (Jahn et al., 2006). El suelo de Parapuños presenta una textura franco-arenosa, una densidad aparente de $1,6 \text{ g cm}^{-3}$ y es ligeramente menos ácido que los suelos de Buitrera, con un pH de 5,5. La materia orgánica es del 1,2%. (Tabla 1).



Figura 12. Perfil de suelo de P, donde se puede diferenciar un horizonte Ah de 3-3,5 cm, seguido de un horizonte B (4-19 cm) y la roca madre (R), algo meteorizada, a una profundidad de 19-20 cm.

Actualmente, el uso del suelo dominante en la finca es el ganadero, al igual que en Buitrera, con una cabaña compuesta por ovejas que pastorean durante todo el año, y cerdos que lo hacen únicamente durante la montanera. La cabaña ganadera ovina y porcina se ha duplicado desde 1945, pasando de 700 cabezas de ganado ovino en 1945 a 1850 en 2012, y

de 50 cabezas de ganado porcino a 125 en el mismo periodo. Sin embargo, el ganado caprino se duplicó entre 1945 y 1984, pasando de 300 cabezas a 600, para después desaparecer. Esta pérdida no impidió que la carga ganadera aumentara considerablemente en las últimas décadas. Así, se ha pasado de 0,33 UGM ha⁻¹ a 1,09 UGM ha⁻¹ entre 1945 y 2012 (Tabla 1). Por otro lado, sabemos que la finca de Parapuños estuvo cultivada casi en su totalidad hasta finales de la década de los 80, momento en el que se abandonó el cultivo en la mayor parte de la finca. En el año 2008 tan solo 2,84 ha se dedicaban al cultivo y en el año 2011 no se tiene constancia de actividad agrícola.

En esta ladera, al igual que B2, se diferenciaron dos unidades en función de la topografía: PA (11.549 m²) y PB (5.260 m²) (Figura 13). PA representa la zona culminante de la ladera, con una pendiente de 3,7° y una profundidad media de 23,3 cm. PB presenta una pendiente mayor (5,5°) y una profundidad ligeramente menor (21,5 cm).

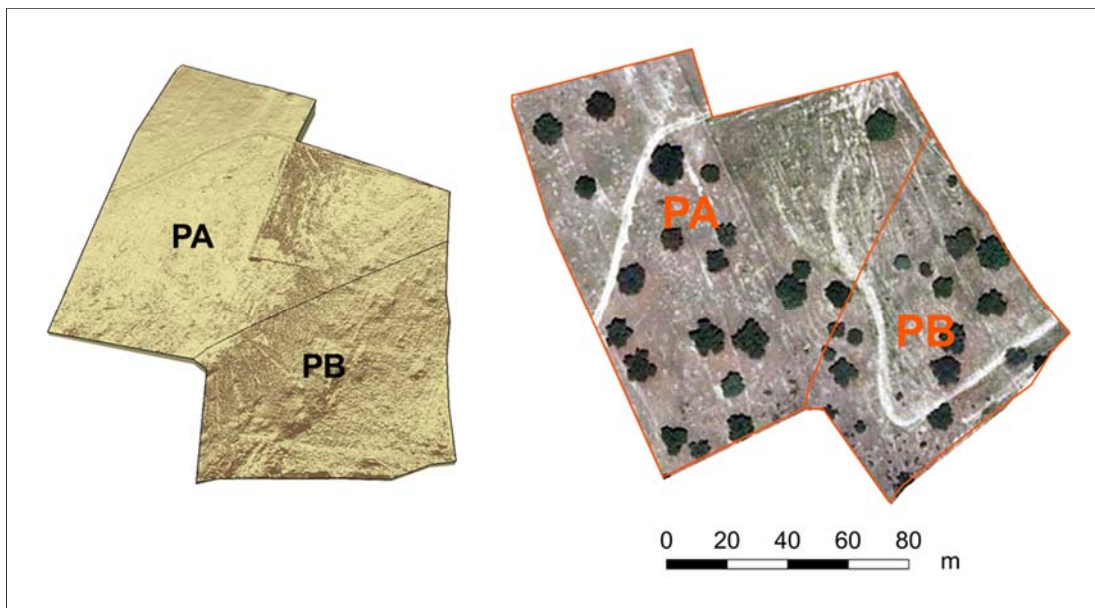


Figura 13. División de la ladera P en unidades en función de la topografía.

CAPÍTULO 4

INFLUENCIA DE LAS COPAS DE LAS ENCINAS EN LA PROFUNDIDAD Y COMPOSICIÓN GRANULOMÉTRICA DEL SUELO



Muestreo de suelo

CAPÍTULO 4. INFLUENCIA DE LAS COPAS DE LAS ENCINAS EN LA PROFUNDIDAD Y COMPOSICIÓN GRANULOMÉTRICA DEL SUELO

4.1 Introducción

La cobertura vegetal y el uso y manejo del suelo cumplen un papel importante, a la vez que complejo, en el proceso de erosión del suelo, como se ha puesto de manifiesto en el capítulo 2. La vegetación intercepta parte de las precipitaciones, mejorando la capacidad de infiltración del suelo y reduciendo la generación de escorrentía superficial (Morgan, 1986; Imeson y Sala, 1988). También aporta materia orgánica, la cual es clave en la calidad física, química y biológica del suelo, ya que favorece la estabilidad de los agregados, mejora la estructura edáfica e incrementa la porosidad efectiva. Esto conlleva a mejorar la capacidad de retención hídrica y la aireación. Además, la materia orgánica fomenta el reciclaje de nutrientes a través de la actividad microbiana, la producción de biomasa vegetal y consecuentemente disminuye el riesgo de erosión (Stocking y Murnaghan, 2003; Manlay et al., 2007).

Diversos autores han demostrado que la erosión del suelo se incrementa considerablemente cuando la superficie de suelo desnudo es mayor al 40 o 50% (Barber, 2000; García-Fayos, 2004; Schnabel et al., 2009). Así, la relación entre la cobertura vegetal y las tasas de erosión hídrica se ajusta a una curva exponencial negativa (Dunne et al., 1978; Stocking, 1994; Gyssels et al., 2004; Schnabel et al., 2009; Brandt y Geeson, 2015). La pérdida de cobertura vegetal favorece a la compactación del suelo, reduciendo la estabilidad de los agregados, la fertilidad y la capacidad de retención de agua del suelo (Imeson y Sala, 1988).

En ecosistemas con cobertura arbórea dispersa como son las dehesas, se ha comprobado que las copas de los árboles reducen la cantidad de lluvia que llega al suelo mediante la interceptación, mejorando las propiedades del suelo y proporcionando hojarasca a la superficie del mismo, que a su vez ejerce un papel protector ante la erosión hídrica al favorecer la formación de agregados estructurales del suelo (Montoya Oliver, 1982). Sin embargo, la interceptación en sistemas adehesados (27%; Mateos Rodríguez y Schnabel, 2002) es menos importante que en ecosistemas de bosques cerrados o de mayor cobertura arbórea (60%; Forgeard et al., 1980), debido a que el arbolado, por lo general, suele presentar

un patrón de distribución muy disperso y no agrupado como en otras formaciones boscosas (Joffre y Rambal, 1988). David et al. (2006) analizó el efecto de la copa de un ejemplar de *Quercus ilex* aislado en la distribución espacial de la incidencia de las precipitaciones sobre el suelo. El experimento demostró que la estructura y altura de la copa, así como la dirección del viento son factores determinantes en la manera en que las precipitaciones inciden sobre el suelo, generando que, bajo la copa, en el lado de barlovento, exista una zona donde las gotas de lluvia inciden de igual manera que en los espacios abiertos.

La trascolación y el escurrimiento cortical también son flujos derivados de la incidencia de las precipitaciones sobre la copa de los árboles, por lo que también influyen en la redistribución espacial y en la cantidad de agua que llega al suelo. Ambos flujos varían en función de la especie y su volumen depende, principalmente, de la cantidad de agua que no sea interceptada por la copa (García-Fayos, 2004; Llorens y Domingo, 2007). Mateos Rodríguez y Shnabel (2002) determinaron que, en ecosistemas de dehesa, la escorrentía cortical de las encinas fue el flujo que representó un menor porcentaje con respecto a la precipitación total incidente sobre la copa (0,3%), mientras que el agua de trascolación supuso el mayor porcentaje (73%). La trascolación, a diferencia de la interceptación, puede influir negativamente en el proceso de erosión. Las gotas de agua que caen sobre la superficie del suelo por trascolación pueden fragmentar los agregados estructurales del horizonte superficial del suelo, generando erosión por salpicadura. Las partículas fragmentadas son más fácilmente arrastradas y tapan los poros del suelo, reduciendo la capacidad de infiltración y favoreciendo a la formación de escorrentía superficial (Rickson y Morgan, 1988; García-Fayos, 2004; Nanko et al., 2008). El efecto generado por el impacto de las gotas que caen al suelo por trascolación depende de varios factores como la altura de la copa del árbol y su estructura, las cuales determinan el tamaño de las gotas de agua y la energía con la que caen al suelo, así como la intensidad de la lluvia y la superficie de suelo desnudo bajo la copa de los árboles (González Hidalgo, 1998; Levia et al., 2017).

Por otro lado, cargas ganaderas muy elevadas pueden reducir el efecto positivo que ejercen las copas de los árboles sobre el suelo debido al pastoreo, al pisoteo y la compactación del suelo (Branson et al., 1981; Oztas et al., 2003). El pastoreo excesivo reduce considerablemente la cubierta herbácea y desagrega la superficie del suelo, provocando un aumento de la erosionabilidad del suelo y mayores pérdidas de sedimentos. Pulido et al. (2016) encontraron una relación positiva significativa entre la carga ganadera y el porcentaje de suelo desnudo en diferentes dehesas del suroeste de España. De esto modo,

durante eventos de lluvias intensas se generan volúmenes de escorrentía superficial capaces de afectar a toda la ladera, incluyendo los espacios bajo la copa de los árboles (Schnabel et al., 2010).

En el marco de esta tesis doctoral, la presencia en las áreas de estudio de encinas con raíces parcialmente expuestas conlleva a la necesidad de analizar la variación espacial de la erosión hídrica a lo largo de las laderas, donde el arbolado es disperso y la densidad del mismo no supera los 60 pies ha⁻¹ (Tabla 1). Se asume que, fuera de la protección de la copa del árbol, la tasa de erosión del suelo es mayor y, en consecuencia, la profundidad del suelo debería ser inferior a la del suelo bajo la proyección de la misma. De igual manera, deberían existir variaciones en la composición granulométrica de la textura del suelo entre ambos espacios. En este sentido, el principal objetivo de este trabajo es comparar datos de profundidad y de textura del suelo en espacios abiertos y bajo copa para intentar identificar variaciones espaciales generadas por la erosión hídrica. Así mismo, los resultados obtenidos servirán de apoyo para analizar la variación espacial de las tasas de erosión en los próximos capítulos.

4.2. Material y métodos

El análisis de la profundidad media y de la composición granulométrica del suelo se llevó a cabo en las tres laderas seleccionadas como áreas de estudio (B1, B2 y P). Los suelos de las tres laderas se caracterizan, de manera general, por ser poco profundos y con una saturación en base inferior al 50% (Leptosol dístico). La densidad del suelo es de 1,6 g cm⁻³ y el pH es de 5, aproximadamente (Tabla 1). Actualmente el uso de suelo dominante en las fincas es el ganadero, con cargas elevadas (1,09 – 1,17 UGM ha⁻¹ en 2012).

Las mediciones de la profundidad del suelo y la toma de muestras para determinar la composición granulométrica del suelo se llevaron a cabo utilizando una barrena *Eijkelpamp* de 30 cm de longitud y 3 cm de diámetro, que permite observar el perfil edáfico y extraer muestras de suelo inalteradas.

En espacios abiertos se realizaron 180 sondeos y bajo la copa de las encinas 162. En este último caso, el muestreo se llevó a cabo en diferentes posiciones con respecto al tronco del árbol: a favor de la máxima pendiente por encima del tronco (*a*); a favor de la máxima pendiente por debajo del tronco (*b*); y paralelo a las curvas de nivel, en los dos laterales (*l*); así como a diferentes distancias: 1 m y 2 m (Figura 14).

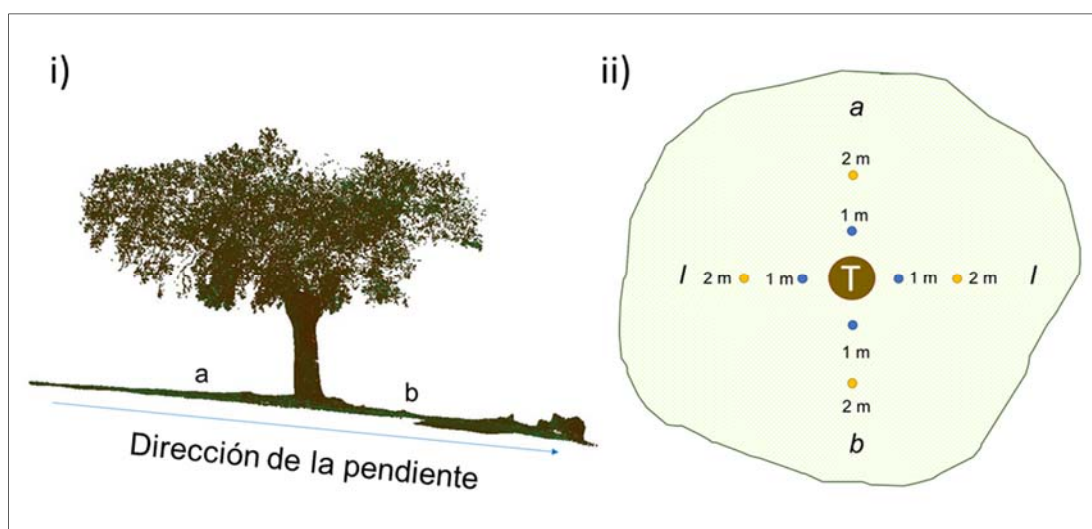


Figura 14. i) Perfil de la posición de un ejemplar de encina en una ladera y de la microtopografía entorno al tronco del árbol. *a* y *b* indican las posiciones de muestreo por encima del tronco y por debajo del tronco, respectivamente, en relación a la dirección de la pendiente. ii) Diseño de las posiciones de muestreo del suelo bajo la copa del árbol: en *a*, *b*, *l* y a 1 m y 2 m de distancia del tronco del árbol (T).

La fracción fina ($< 2\text{mm}$) fue separada de la fracción gruesa (2 - 6 mm) mediante tamizado y posteriormente analizada en un equipo láser *Beckman coulter*. Las muestras están compuestas por los sondeos realizados en la misma posición y a la misma distancia del tronco bajo la copa de varios árboles (al menos 4) localizados en diferentes posiciones de la ladera. No se diferenciaron intervalos de profundidad u horizontes del suelo. Para el análisis granulométrico en el laboratorio se toman dos muestras por cada una de las muestras y se efectúan tres repeticiones, lo que resulta en 6 determinaciones de textura para cada muestra de campo. Posteriormente se calcula la media de las mismas.

4.3. Resultados

4.3.1. Profundidad del suelo en espacios abiertos y bajo la copa de los árboles

En las tres áreas de estudio los sondeos indicaron suelos poco profundos, con una profundidad media de 14,6 cm en B1, 19,2 cm en B2 y 22,5 cm en P (Tabla 2). Las diferencias entre las medias fueron estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

En B1 y B2, la profundidad media del suelo fue similar en espacios abiertos y en espacios cubiertos por las copas de los árboles, mientras que en P los suelos son más profundos bajo la copa de los árboles que en los espacios abiertos, 25,2 cm frente a 18,3 cm (Tabla 2), siendo las diferencias estadísticamente significativas con un nivel de confianza del 95%.

Tabla 2. Profundidad media del suelo (cm) y desviación estándar (D.E.) en espacios abiertos y bajo la copa de los árboles en las diferentes laderas. El * indica diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) entre la profundidad media en espacios abiertos y bajo copa en una misma ladera.

Ladera	Espacios abiertos		Bajo copa		Promedio ambos espacios	
	N	Media±D.E.	N	Media±D.E.	N	Media±D.E.
B1	63	15,1±5,4	43	13,8±6,0	106	14,6±5,7
B2	40	19,2±4,3	36	19,3±5,3	76	19,2±4,8
P	23	18,4±5,0*	35	25,2±5,9*	58	22,5±6,5
Promedio	126	17,0±5,3	114	19,0±7,4	240	18,0±6,5

Bajo las copas de los árboles, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las posiciones (*a*, *b*, *l*) en ninguna ladera, a excepción de las posiciones *b* y *l* de la ladera B1 (10,4 cm y 16,3 cm, respectivamente; $p < 0,05$) (Figura 15). La profundidad media del suelo a 1 m y 2 m del tronco del árbol tampoco presentaron diferencias estadísticamente significativas en ningún caso (Tabla 3).

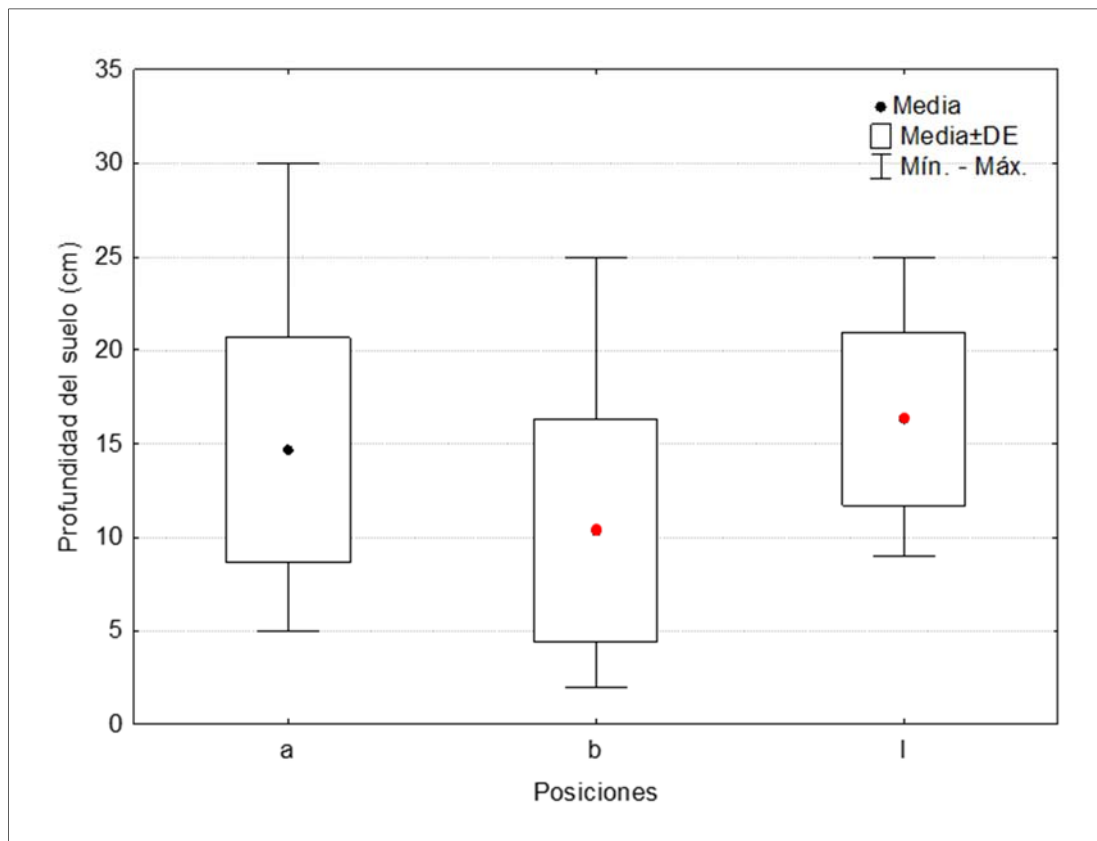


Figura 15. Profundidad media del suelo, desviación estándar (DE) y profundidad mínima y máxima (Mín. - Máx.) en las diferentes posiciones bajo la copa de los árboles de B1. Las medias señaladas en rojo son significativamente diferentes entre sí a un nivel de confianza del 95%.

Tabla 3. Profundidad media del suelo (cm) y desviación estándar (D.E.) en las diferentes posiciones bajo la copa de los árboles y a las distancias de 1 m y de 2 m. El * indica diferencias estadísticamente significativas entre posiciones en una misma ladera.

Ladera	Posición	1 m		2m		Promedio ambas distancias	
		N	Media±D.E.	N	Media±D.E.	N	Media±D.E.
B1	a	9	13,7±7,5	7	16,0±3,4	16	14,7±6,0
	b	8	8,1±4,2*	6	13,3±7,1	14	10,4±6,0*
	l	7	14,9±4,4*	6	18,0±4,7	13	16,3±4,6*
B2	a	6	20,2±6,9	6	20,0±5,9	12	20,1±6,1
	b	6	17,3±6,6	6	20,0±6,4	12	18,6±6,3
	l	6	19,3±3,4	6	19,1±4,0	12	19,2±3,5
P	a	6	26,2±9,4	6	27,5±5,2	12	26,8±7,3
	b	6	23,8±4,0	6	22,7±3,2	12	23,3±3,5
	l	5	25,0±5,4	6	26,2±7,6	11	25,6±6,4

4.3.2. Composición granulométrica y textura del suelo

El análisis granulométrico del suelo indicó que en las tres laderas y tanto en espacios abiertos como bajo copa, la composición granulométrica se caracterizó por un mayor porcentaje de partículas con un tamaño inferior a 2 mm (Figura 16). Tan solo en P se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) entre la composición granulométrica fuera y bajo la copa de los árboles, tanto en los elementos gruesos ($> 2\text{mm}$) como en los elementos finos ($< 2\text{mm}$) (Figura 16).

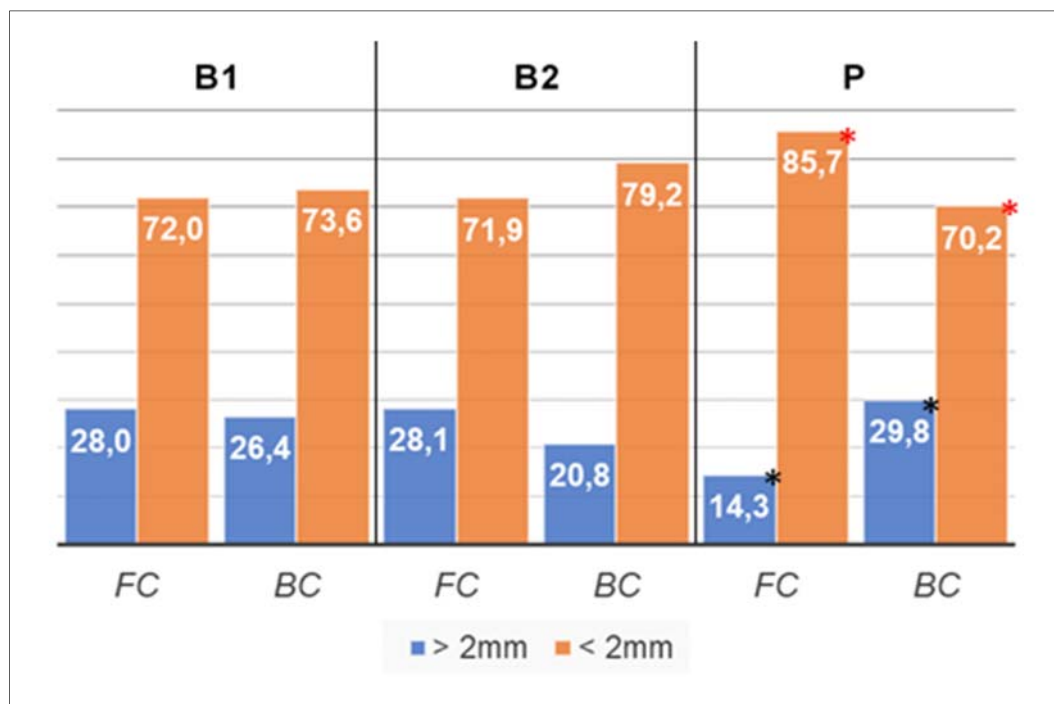


Figura 16. Proporción (%) de elementos gruesos (> 2mm) y elementos finos (< 2mm) en espacios abiertos (fuera de copa, FC) y bajo la copa de los árboles (BC) en las diferentes laderas. Los * del mismo color indican diferencias estadísticamente significativas entre ambos valores a un nivel de confianza del 95%.

En B1 la textura del suelo es similar en espacios abiertos y bajo la copa de los árboles. En B2 se detectaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) entre los contenidos de limos y arenas, especialmente arenas de tamaño medio, gruesas y muy gruesas. Y, en P tanto el contenido de arcillas, como de limos y arenas, especialmente arenas muy finas y finas, fueron significativamente diferentes ($p < 0,05$; Tabla 4).

Debido al diseño experimental de la toma de muestras de suelo bajo la copa de los árboles, el número de muestras finalmente analizadas para cada posición y en cada una de las laderas fue muy reducido ($a = 6$, $b = 5$, $l = 4$ en B1; $a = 2$, $b = 2$ y $l = 2$ en B2; $a = 4$, $b = 4$ y $l = 4$ en P), por lo que no se pudieron comparar estadísticamente los valores medios de la composición granulométrica. No obstante, en la Figura 17 se puede observar que las proporciones de arcillas (8 - 12%), limos (50 - 60%) y arenas (30 - 40%) en las diferentes posiciones fueron similares en las tres laderas. En base a esto se realizó una comparación de la textura del suelo en cada posición con el conjunto de datos (todas las laderas, Tabla 5), sin obtener resultados significativos.

Tabla 4. Proporción (%) y Desviación Estándar (D.E.) de la textura del suelo en espacios abiertos y bajo la copa de los árboles en las diferentes laderas (B1, B2 y P), así como el promedio de ambos espacios. El * indica diferencias estadísticamente significativas entre los valores medios de una misma textura en espacios abiertos y bajo copa y en una misma ladera.

Ladera	Textura	Espacios abiertos			Bajo copa			Promedio ambos espacios		
		N	%	D.E.	N	%	D.E.	N	%	D.E.
B1	Arcillas	18	9,9	1,4	15	9,6	1,4	33	9,8	1,4
	Limos	18	52,7	5,6	15	51,8	4,9	33	52,3	5,2
	Arenas	18	37,5	6,4	15	38,5	2,5	33	38,0	6,2
	Muy finas	18	6,2	1,5	15	7,0	1,0	33	6,5	1,4
	Finas	18	9,5*	2,1	15	10,9*	1,5	33	10,2	1,9
	Medias	18	6,8	1,1	15	7,4	1,1	33	7,1	1,1
	Gruesas	18	9,2	2,4	15	9,0	2,3	33	9,1	2,3
	Muy gruesas	18	5,7	3,9	15	4,3	2,4	33	5,1	3,3
B2	Arcillas	12	10,4	2,4	6	11,8	0,9	18	10,9	2,1
	Limos	12	44,3*	5,9	6	53,2*	2,3	18	47,3	6,5
	Arenas	12	45,2*	8,2	6	35,0*	3,2	18	41,8	8,4
	Muy finas	12	7,9	2,1	6	8,9	0,3	18	8,2	1,7
	Finas	12	16,6	4,3	6	14,5	0,6	18	15,9	3,6
	Medias	12	9,6*	1,8	6	5,9*	0,7	18	8,4	2,3
	Gruesas	12	7,3*	1,1	6	3,9*	0,9	18	6,2	1,9
	Muy gruesas	12	3,9*	1,4	6	1,8*	1,1	18	3,2	1,6
P	Arcillas	12	9,9*	0,6	6	12,1*	1,7	18	10,6	1,5
	Limos	12	56,2*	2,1	6	61,2*	4,1	18	57,9	3,7
	Arenas	12	33,9*	2,6	6	26,7*	5,7	18	31,5	5,1
	Muy finas	12	9,4*	1,9	6	5,9*	1,8	18	8,2	2,5
	Finas	12	8,7*	0,6	6	5,9*	2,1	18	7,8	1,8
	Medias	12	5,1	1,1	6	4,1	0,9	18	4,8	1,1
	Gruesas	12	6,7	1,3	6	6,3	1,3	18	6,6	1,3
	Muy gruesas	12	4,0	1,4	6	4,4	2,8	18	4,1	1,9

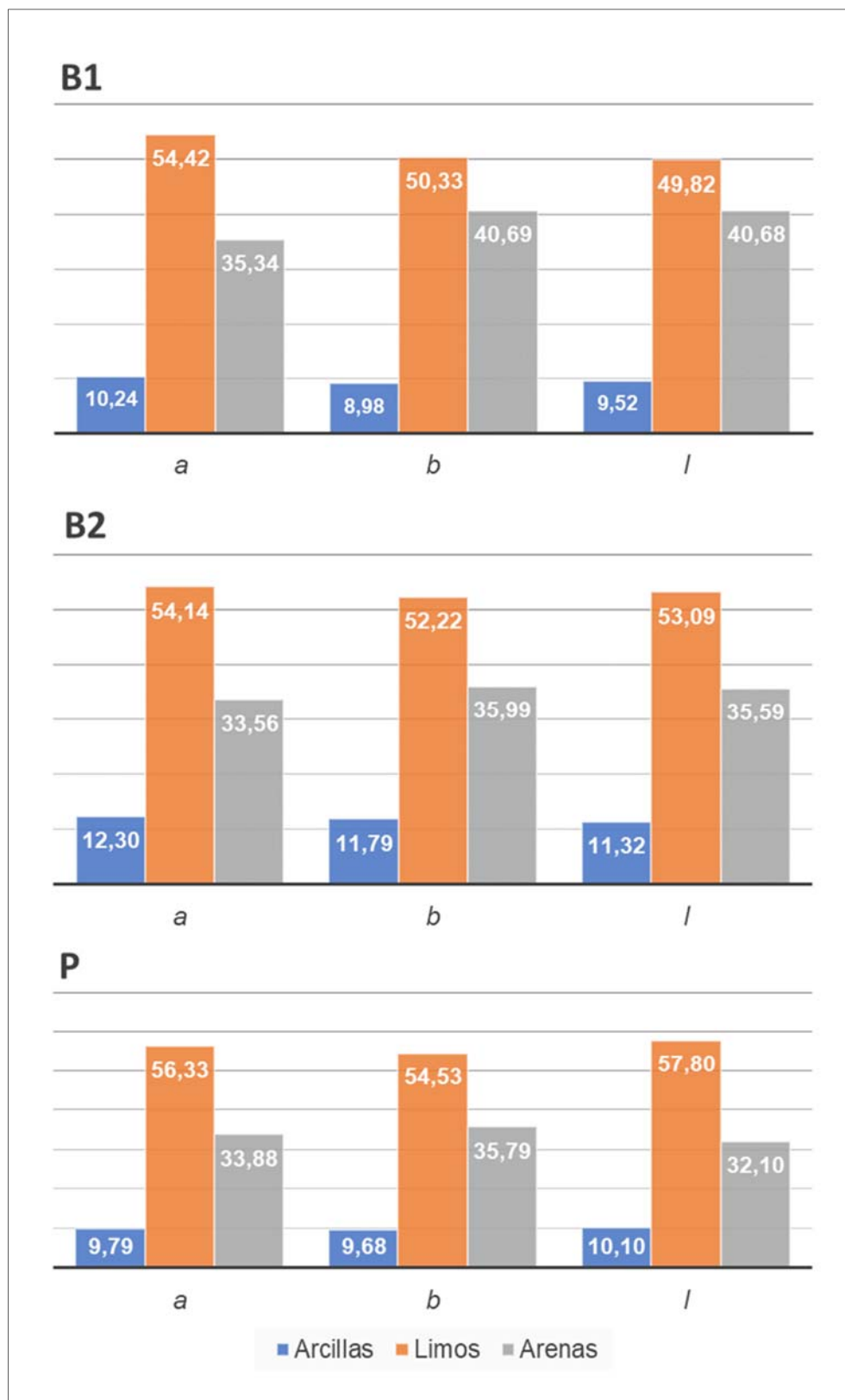


Figura 17. Proporción (%) de las texturas del suelo (arcillas, limos y arenas) en las diferentes posiciones bajo la copa de los árboles (a, b, l) en cada ladera (B1, B2 y P).

Tabla 5. Proporción (%) de las diferentes texturas del suelo en las diferentes posiciones bajo la copa de los árboles (*a*, *b*, *l*). El análisis se realizó con el conjunto de los datos (todas las laderas) sin obtener diferencias estadísticamente significativas.

Textura	<i>a</i>			<i>b</i>			<i>l</i>		
	N	Media	D.E.	N	Media	D.E.	N	Media	D.E.
Arcillas	12	10,44	1,43	11	9,74	1,58	10	10,11	0,80
Limos	12	55,01	3,44	11	52,20	4,72	10	53,67	3,95
Arenas	12	34,55	4,42	11	38,05	5,94	10	36,23	4,34
Muy finas	12	8,21	1,53	11	8,41	1,60	10	7,96	2,20
Finas	12	10,75	2,11	11	11,34	2,26	10	10,19	2,65
Medias	12	6,08	1,23	11	6,52	1,63	10	6,23	1,59
Gruesas	12	6,57	2,22	11	7,51	2,21	10	7,78	3,33
Muy gruesas	12	2,95	1,94	11	4,26	2,20	10	4,07	2,04

4.4. Discusión

Los resultados obtenidos a partir del análisis de profundidad y composición granulométrica del suelo difieren en función de la ladera, especialmente los obtenidos en P.

En B1 no se detectaron diferencias entre la profundidad en espacios abiertos y bajo las copas de los árboles. Tampoco la textura presentó diferencias estadísticamente significativas. Tan solo se encontraron profundidades de suelo diferentes entre las posiciones *b* y *l*, siendo menor en la posición bajo el tronco de las encinas. Estos resultados indican que, en la actualidad, en esta ladera, no existe una variación espacial ni de profundidad, ni de textura del suelo entre espacios abiertos y espacios cubiertos por las copas de los árboles, lo que puede ser debido a que la erosión del suelo es similar en ambos espacios. La razón puede ser el fuerte incremento que ha experimentado la carga ganadera en la finca Buitrera en las últimas décadas, pasando de 0,29 UGM ha⁻¹ en 1945 a 1,17 UGM ha⁻¹ en 2012 (Pulido, 2014). El excesivo pastoreo que sufre esta vertiente se ve reflejado en la gran cantidad de veredas permanentes que se distribuyen a lo largo de toda la ladera, así como en la extensa superficie de suelo desnudo que se puede observar bajo la copa de gran parte de los árboles (Figura 18). De este modo, se puede interpretar, que en B1 el ganado ha estado degradando la cobertura herbácea de la ladera de igual manera fuera y bajo copa, reduciendo el efecto

protector que generan las copas de los árboles sobre el suelo, como ya demostraron Branson et al. (1981) y Oztas et al. (2003). También se puede argumentar que, la localización dispersa del arbolado también puede estar influyendo en la distribución de la incidencia de las precipitaciones bajo la copa de los árboles (David et al., 2006).



Figura 18. Fotografías tomadas en primavera de 2017 en B1. Se puede observar que bajo la copa de algunos árboles gran parte de la superficie carece de cobertura vegetal. Esta situación podría ser permanente, ya que en los espacios abiertos la cobertura herbácea es elevada. También se pueden ver diferencias permanentes y raíces parcialmente expuestas. En la imagen de la derecha se pueden observar fragmentos gruesos y hojarasca residuales tras la erosión de las partículas más finas, así como se puede apreciar una gran compactación del material más superficial del suelo.

Por otro lado, la menor profundidad registrada en la posición *b* podría estar relacionada con la escorrentía cortical o con el hecho de que, por lo general, el sistema radicular de las encinas ubicadas en laderas es asimétrico. Las raíces tienden a crecer en la dirección contraria a la máxima pendiente (Figura 19), para contrarrestar el efecto de la misma y mantener el equilibrio del tronco del árbol (Canadell y Rodá, 1991). Así, una menor densidad de raíces podría favorecer a que la erosión fuera más intensa en la posición por debajo del tronco del árbol. No obstante, esta diferencia solo ha resultado significativa en B1

y no se han realizado análisis complementarios que permitan obtener resultados más concluyentes.

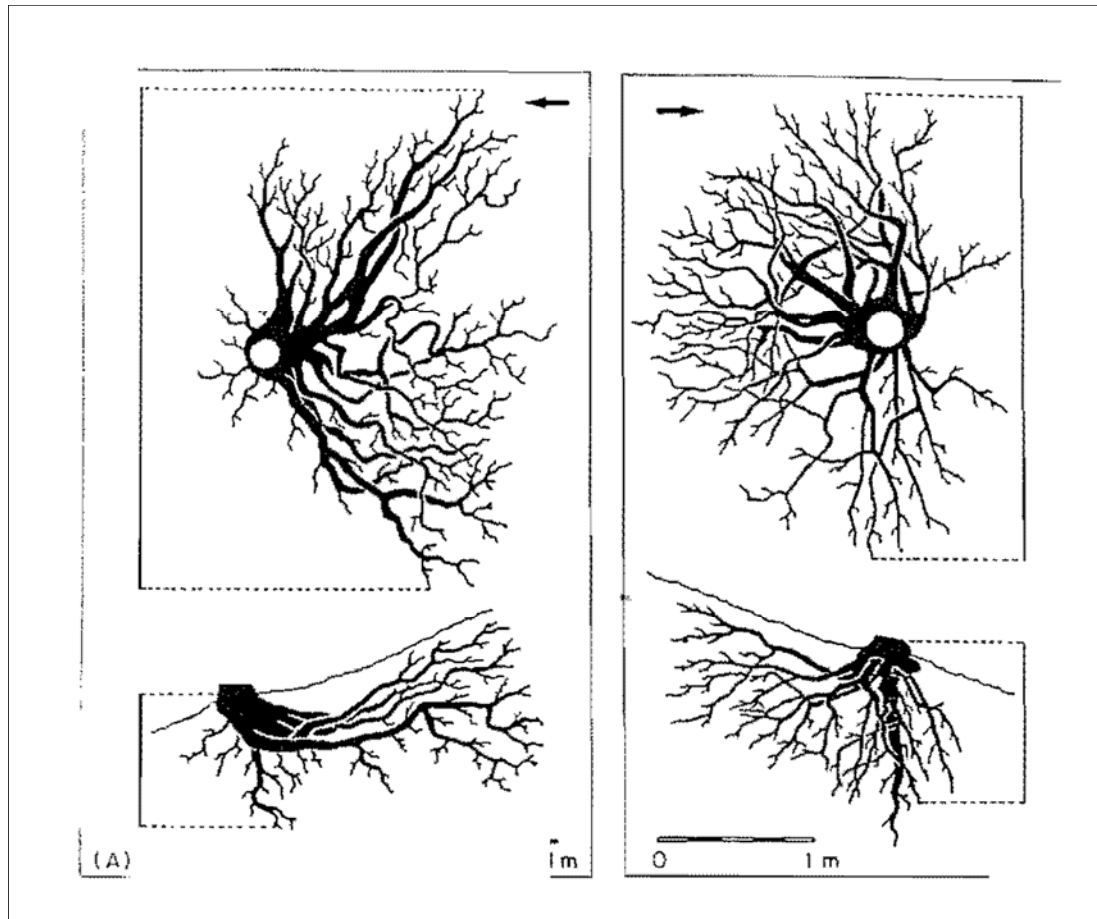


Figura 19. Distribución asimétrica del sistema radial del *Quercus ilex* en ladera (Canadell y Rodá, 1991).

En B2, al igual que en B1, la profundidad del suelo fue similar en ambos espacios, aunque la textura sí marca diferencias significativas (aproximadamente 10%) entre los espacios abiertos, con mayor contenido en arenas, y los espacios cubiertos, con mayor contenido en limos. En este caso los resultados de profundidad indican que no existe variación espacial, por lo que la pérdida de suelo habría sido similar en ambos espacios, al igual que en B1. Sin embargo, el mayor porcentaje de limos bajo copa y el mayor porcentaje de arenas fuera de copa podrían estar indicando mayor erosión fuera de copa que bajo copa. Teniendo en cuenta que, (i) B2 se encuentra en la misma finca que B1 y por tanto ha sufrido el mismo incremento de carga ganadera, y que (ii) el análisis comparativo de las

profundidades medias del suelo es más consistente al haberse realizado con un mayor número de muestras ($n = 76$ frente a $n = 18$), podría considerarse que las diferencias en la textura del suelo no son determinantes para afirmar que existe variación espacial entre espacios abiertos y espacios cubiertos por las copas de los árboles. De este modo, se puede interpretar que, al igual que en B1, la excesiva carga ganadera podría estar reduciendo el efecto protector de la copa de las encinas sobre el suelo, lo que se vería reflejado en que ambos espacios presentan la misma profundidad de suelo.

En P los resultados indicaron que sí existe una variación espacial de la profundidad y de la textura del suelo entre los espacios abiertos y los espacios protegidos por las copas de los árboles. La profundidad es mayor bajo copa, ya que, teniendo en cuenta que la profundidad media del suelo para la vertiente es de 22,5 cm, la diferencia de 6,8 cm entre ambos espacios es relevante (18,4 cm en espacios abiertos frente a 25,2 cm bajo la copa). Además, los datos de textura reflejan que bajo copa el contenido de arcillas y limos es mayor que fuera de copa, así como el contenido de arenas es menor (en torno a un 7%). Por tanto, en P la pérdida de suelo habría sido menor bajo copa que fuera de copa, a diferencia de B1 y B2. La razón puede ser que, en la finca de Parapuños, la carga ganadera se ha incrementado en menor medida a lo largo de las últimas décadas, pasando de 0,33 UGM ha⁻¹ en 1945 a 1,09 UGM ha⁻¹ en 2012. Además, actualmente es menor que en Buitrera. De este modo, coincidiendo con Schnabel (1997), las copas de las encinas aún ejercen un papel protector sobre el suelo y se ve reflejado en la variación espacial de profundidad y de textura del suelo existente entre espacios con cobertura arbórea y espacios abiertos.

Teniendo en cuenta lo anteriormente expuesto, se podría interpretar que la carga ganadera ha estado influyendo en el proceso de erosión del suelo de las laderas estudiadas, y por tanto en la variación espacial de la profundidad y de la textura del suelo entre las diferentes laderas. No obstante, los resultados son exploratorios y no determinan si existen variaciones en las pérdidas de suelo por erosión entre espacios abiertos y espacios cubiertos por la copa de los árboles, por lo que sería necesario estimar tasas de erosión diferenciando ambos espacios (ver capítulo 5). Así mismo, en la variación espacial de la profundidad del suelo y de la textura podrían estar influyendo otros factores como la pendiente, curvatura, procesos edafogénicos, etc. que no han sido contemplados en este trabajo. De este modo, los resultados, aunque no sean concluyentes, pueden ser relevantes y servir de apoyo para el resto de trabajos presentados en esta tesis doctoral.

4.5. Conclusiones

El análisis comparativo realizado en este trabajo ha permitido analizar las similitudes y diferencias que existen, actualmente, entre espacios abiertos y espacios cubierto por la copa de los árboles en las áreas de estudio, en términos de profundidad y de la textura del suelo.

Diferencias en la profundidad y en la textura del suelo entre espacios bajo diferentes condiciones de cobertura vegetal podrían estar indicando intensidades y procesos de erosión diferentes.

Las áreas de estudio que no presentan variación espacial de profundidad y textura del suelo entre espacios abiertos y espacios protegidos por la copa de los árboles podría ser áreas en las que el suelo ha sido más degradado en comparación con aquellas en las que las copas de los árboles aún ejercen su papel protector.

La elevada carga ganadera podría ser un factor determinante en las áreas de estudio donde, como en Buitrera, no existe ni variación espacial en la profundidad, ni en la textura del suelo, debido a que la presión ganadera reduce el efecto positivo que ejercen las copas de los árboles sobre el suelo.

Los resultados obtenidos en este trabajo, aunque no sean concluyentes, pueden ser relevantes y servir de apoyo para el resto de trabajos presentados en esta tesis doctoral.

CAPÍTULO 5

ESTIMATION OF SOIL EROSION RATES IN DEHESAS USING THE INFLECTION POINT OF HOLM OAKS



Sección transversal de tocón de encina.

CAPÍTULO 5. ESTIMATION OF SOIL EROSION RATES IN DEHESAS USING THE INFLECTION POINT OF HOLM OAKS

Rubio-Delgado, J., Schnabel, S., Gómez-Gutiérrez, A., Sánchez-Fernández, M., 2018. Estimation of soil erosion rates in dehesas using the inflection point of holm-oaks. *Catena* 166, 45-67.

Abstract

The exposure of tree or shrub roots represents a clear indicator of soil loss in the surrounding area. Previous studies have used this type of botanical evidence to estimate soil erosion rates, preferring roots at some distance from the tree stem because the inflection point (or root collar) undergoes a vertical displacement caused by basal growth. The aim of this paper is to develop a method that combines the inflection point of holm oaks and high-resolution digital images obtained by means of a terrestrial laser scanner to estimate soil erosion rates in Mediterranean dehesas. To correct for vertical displacement, the basal growth of each tree was determined in the field, differentiating the part of the roots that had been exposed by erosion from that generated by wood growth. Two datasets obtained through different approaches were used for validating the basal growth measured in the field survey: (i) a growth study analysing stems and cores of holm oaks and (ii) field measurements of basal growth of holm oaks located in an area without soil erosion. The results obtained by each method offered similar mean values (12.7 and 8.4 cm, respectively) as compared to the values estimated in the field survey (10.2 cm). Afterwards, soil erosion rates were corrected, reducing the values on average by 40%, with a mean loss of 26.7 t ha⁻¹ y⁻¹. No relationship was found between tree age and basal growth. On the other hand, soil erosion rates showed a slightly negative trend with relation to tree age, indicating an upward tendency of soil losses from the year 1640 to 2014. Finally, it was possible to define three periods with varying erosion rates: 10.4 t ha⁻¹ y⁻¹ (1640-1830), 19.2 t ha⁻¹ y⁻¹ (1831-1888) and 27.2 t ha⁻¹ y⁻¹ (1889-2014).

Key words: *Southwest Spain, Soil erosion, Rangelands, Terrestrial laser scanning, Partially exposed roots, Basal growth.*

5.1. Introduction

In the southwestern part of the Iberian Peninsula vast extensions of land are occupied by dehesas, consisting of rangelands with a disperse tree cover of evergreen oaks. With a surface area of 35,159 km² (MAPA, 2008), the largest extensions in Spain correspond to the regions of Extremadura (35%) and Andalucía (27%). In Portugal, dehesas are known as montados and they cover a surface of 7,190 km² (Pereira et al. 2004). The dominant tree species is the holm oak (*Quercus ilex L. subsp. ballota (Desf.) Samp.*) which dominates in 90% of the territory of this agrosilvopastoral system (Papanastasis, 2004), the cork oak (*Q. suber*) being of lesser importance. The herbaceous layer is mainly composed of therophytic species, with shrubs being of minor importance. The main land uses are sheep, cattle and pig livestock rearing, and the cultivation of cereals and forage crops is of lesser importance. Forestry uses consist of firewood production through tree pruning, cork production and livestock acorn consumption. The dehesas have undergone important land use and management changes during the last 60 years (Moreno and Pulido, 2009; Jariego et al. 2010). The Spanish Civil War provoked an agricultural intensification, transforming vast areas into cultivated land from approximately 1940 to 1960. Afterwards, most of these croplands were abandoned in favour of cattle. Since Spain joined the European Union in 1986, domestic animal numbers have doubled (Gonzalo Langa, 2011). All of this, coupled with poor farm management, has created a significant degradation in this ecosystem: soil degradation, woodland regeneration problems, decreased productivity and quality of pastures and acorns, etc. (Papanastasis, 2004; Moreno and Pulido, 2009; Pulido and Picardo, 2010; Pulido et al. 2016; Herguido et al. 2017).

Previous works have studied soil erosion in dehesas, highlighting the negative effect of excessive livestock density (Schnabel, 1997; Schnabel et al. 2009). Predominant soil erosion processes are sheet erosion on hillslopes (Schnabel, 1997) and gully erosion in valley bottoms (Gómez-Gutiérrez et al. 2009b). In dehesas, rill erosion is incidental and limited to areas where the land has been tilled for cultivation or shrub clearing (Schnabel et al. 2013). Authors such as Coelho et al. (2004), Martínez-Zavala and Jordán (2008) or Shakesby et al. (2002), carried out research in dehesa environments. Shakesby et al. (2002) compared the risk of soil erosion associated with different forestry uses, concluding that excessive stocking rates and/or tillage frequency could favour erosion in dehesas and montados. Using simulated rainfall experiments, Coelho et al. (2004) discovered an increase in soil

degradation due to land use changes in marginal montado areas in Portugal and in the Maghreb. In a Spanish dehesa, Martínez-Zavala and Jordán (2008) demonstrated the effect of rock fragment cover on infiltration rates, resulting in a decrease in surface runoff and soil losses.

The soils in dehesas are commonly shallow, being frequently < 30 cm deep (Schnabel et al. 2013). Under the current environmental conditions, with low slope gradients and mean annual rainfall amounts of 500-600 mm, one would expect deeper soils, such as Luvisols which can be found in some areas. Soil erosion studies under natural rainfall using open plots and carried out in a typical dehesa with shallow soils, offered mean sheet erosion rates of only 0.63 t ha⁻¹ y⁻¹ (Schnabel et al. 2010). Consequently, the current shallowness of soils cannot be explained by this erosion rate, at least in this case, indicating higher soil losses in the past. Furthermore, dehesas have experienced land use and vegetation cover changes in the last centuries, which may have provoked variations in erosion rates. Hence, in view of the scarce information available and the likely variation in soil losses in the past, a study of historical erosion rates is justified. In addition, Schnabel et al. (2006) reported great variation in the degree of soil degradation between a large number of dehesa farms, suffering approximately 40% heavy or moderate sheet erosion.

Several methods have been developed to quantify medium to long-term soil erosion, such as partially or totally exposed roots (La Marche, 1961; Eardly and Viavant, 1967; Valmore and LaMarche, 1968; Dunne et al. 1978; Carrara and Carrol, 1979; Schnabel et al., 1994; Bodoque et al. 2005; Gärtner et al. 2007; Corona et al. 2011; López Saez et al. 2011; Ballesteros-Cánovas et al. 2013; Bodoque et al. 2015). Other anatomical references could present methodological problems, as in the case of the inflection point (IP), i.e. the boundary between the root and the trunk of the tree (Valmore and LaMarche, 1968). The position of the IP represents the oldest tissues of the plant, and the pith in the tree trunk or the xylem core in the root indicate the date of germination (Telewski, 1993). However, several authors (Valmore and LaMarche, 1968; Carrara and Carroll, 1979; Gärtner, 2007; Stoffel et al. 2013; Bodoque et al. 2015) supported the idea that the use of the IP to estimate soil erosion rates produces an overestimation due to upward migration of the IP within the lifetime of the tree with respect to the surface of the soil. This displacement is the consequence of secondary growth, because roots of woody plants grow in two ways: by longitudinal extension, due to the activity of the apical meristem, or by secondary growth, producing successive layers of secondary xylem around the primary axis (Esau, 1965). No literature references were found

which focus on correcting the overestimation caused by secondary growth when using roots closer to the stem or the inflection point. Gärtner (2007) developed a methodology to date the root exposure time, analysing the anatomical changes in the growth rings. In addition, this method allows to differentiate between exposure caused by erosion and that produced as a result of secondary growth. However, Gärtner and other authors (Bodoque et al. 2015; Carrara and Carroll, 1979; Corona et al. 2011; Gärtner, 2007) proposed sampling roots at distances of 0.5 to 1 m of the stem. The reason is that close to the base of the tree, the anatomical structure of roots is strongly altered by the mechanical forces of the stem to compensate effects such as those generated by the topography or the slope. Therefore, to estimate soil erosion rates using the IP it is necessary to correct the secondary growth of the stem base.

In dehesas, partially exposed roots of holm oaks are frequently observed. The main aim of this study is to estimate soil erosion rates using the IP. To do this, a Terrestrial Laser Scanner (TLS) device was used to produce high-resolution 3D models of the partially exposed root systems, the surrounding microtopography and the hillslope topography. Telling et al. (2017) published a review about the advantages and limitations of TLS in the different fields of Earth Sciences, including geomorphology. In addition, it was necessary to develop a methodology to avoid overestimation of erosion rates due to vertical displacement, which is presented in this paper. This approach offers some advantages over more traditional methods used because it is not invasive and allows a more intensive spatial analysis (even when comparing areas covered or uncovered by trees).

The results obtained using the IP will be contrasted with soil erosion rates estimated with the ^{137}Cs method described in a previous work (Rubio-Delgado et al. 2017).

Concluding, the objectives of this work were: 1) Develop a methodology to estimate historical soil erosion rates using the inflection point of holm oaks in dehesas. 2) Correct the vertical displacement of the inflection point to avoid overestimating rates. 3) Check the utility of the method contrasting the results with soil erosion rates estimated using ^{137}Cs in a previous work (Rubio-Delgado et al. 2017) and with other studies carried out in similar environments. 4) Analyze the magnitude of erosion rates and its variation over time.

5.2. Study areas

Three hillsides located within two farms, were selected as study areas: hillsides B1 and B2 in Buitrera (39°35' N, 5°36' W) and hillside P in Parapuños (39°37' N, 6°8' W) (Figure 20). Both farms are representative of the dehesa land use system and show evident signs of soil erosion such as partially exposed roots. In addition, according to Schnabel et al. (2006), both farms were reported to suffer heavy sheet erosion. The main activities are livestock grazing and forestry.

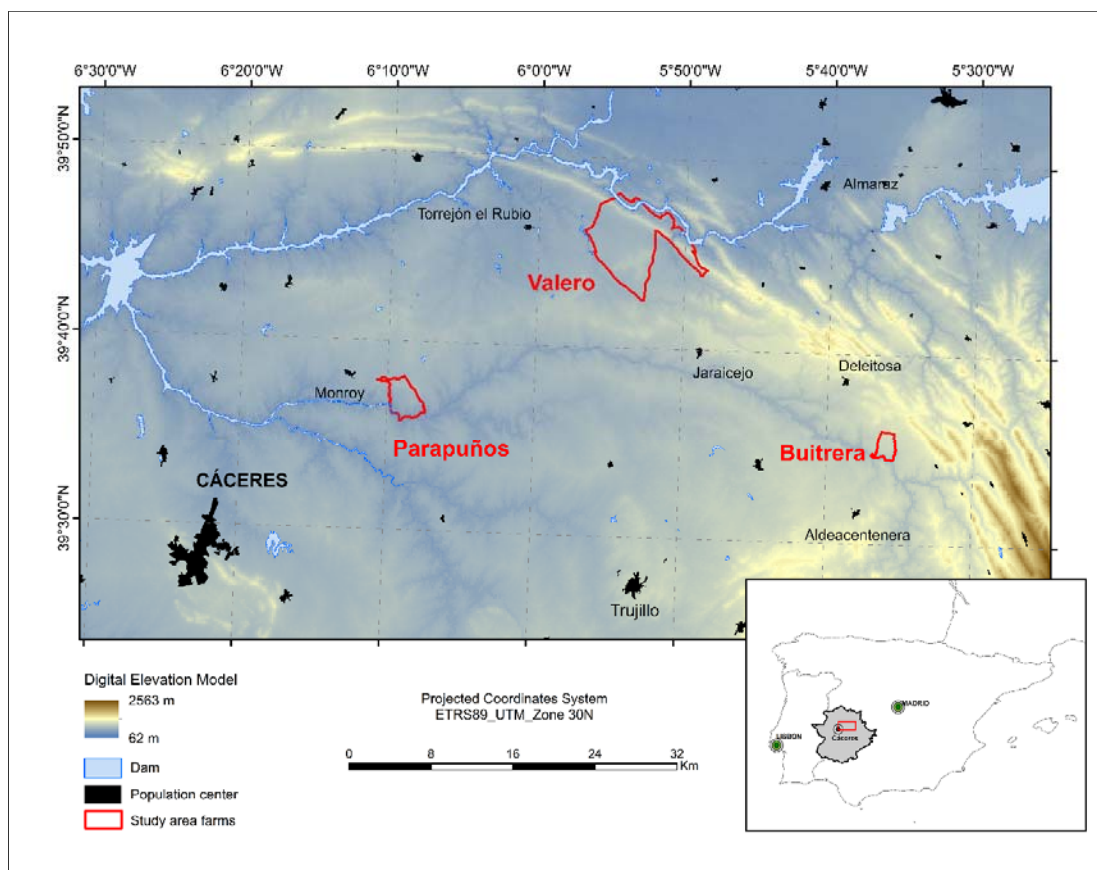


Figure 20. Location map of the study areas.

B1 is the largest hillside (32,082 m²), with an average slope of 5.4° and predominantly faces the East. B2 has an extension of 19,949 m², with the highest average slope (6.1°) and a predominantly easterly orientation. P, with a surface of 16,809 m², has the lowest slope (4.3°) and a predominantly southerly orientation. The tree density is higher in B2 than in B1 and P (Table 6).

Table 6. Topographic characteristics and tree density (tree ha⁻¹) of the study areas.

Hillside	Surface (m ²)	Slope (degrees)	Aspect (degrees)	Tree density (tree ha ⁻¹)
B1	32,082	5.4	106.2 (E)	44.1
B2	19,949	6.1	110.8 (E)	58.4
P	16,809	4.3	171.7 (S)	22.5

The study areas belong to an extensive erosion surface characterized by Ediacaran shales and greywackes. Both present similar climatic and topographic characteristics. The topography is undulated while the climate is dry sub-humid, with mean annual rainfall amounts of 500 mm and an average annual temperature of 16°C in the three study sites (Ninyerola et al. 2005). The soils of Buitrera and Parapuños are very shallow: 15.1 cm in B1, 19.2 cm in B2 and 22.5 cm in P. The soil profiles of the hillsides are similar and composed by a shallow Ah horizon of approximately 3 cm and a subsoil (Bw) of about 15 cm, covering hard bedrock or in some cases weathered rock (C). Soil texture is silty loam and bulk density and pH are similar in all sites (Table 7). Organic matter content is low, especially in B1.

Table 7. Soil properties of the study areas.

Hillside	Soil depth (cm)	Soil texture (%)			Bulk density (g·cm ⁻³)	Organic matter (%)
		Clay	Silt	Sand		
B1	15.1	10.3	53.9	35.7	1.6	0.9
B2	19.2	10.4	44.4	45.2	1.6	1.1
P	22.5	12.2	61.2	26.7	1.6	1.2

5.3. Methodology

Historical soil erosion rates were estimated using the IP of holm oaks. The workflow used can be summarized as follows: (i) surveying the topographic surface to produce high-resolution 3D models; (ii) estimating soil erosion rates; (iii) determining the vertical displacement (VD) of the IP to avoid the overestimation of soil erosion rates; (iv) recalculating soil erosion rates using the correction.

5.3.1. Topographic survey of the study sites

The study sites were scanned at the beginning of autumn when herbaceous vegetation cover was at a minimum. A long-range TLS device (Leica ScanStation C10) was used to obtain a point cloud with coordinates X, Y, Z, colour values (RGB) and intensity. Technical specifications of the TLS device used herein can be summarized as follows: accuracy is 4 mm for single distance measurements and 6 mm for position determination. The equipment uses a pulsed green (532 nm) laser with a spot size of 4.5 mm at a range of 0-50 m and with a spatial resolution limited by a minimum spacing of <1 mm. The scan rate speed is 50,000 point·s⁻¹; and the maximum range is 300 m at a 90% albedo and 134 m at an 18% albedo (minimum range 0.1 m). A detailed description of the technical specifications of the instrument can be found at <http://www.leica-geosystems.es/>

Factors influencing the quality of the final 3D models are the number of scan stations (i.e. placements of the scanning unit) and hillside morphology. The study areas present slope changes which, in combination with a high tree trunk density, hinder root scanning and microtopography. This means that every tree represents an obstacle for scanning, interfering with visibility and projecting shadows (i.e. hidden areas), leaving the backsides of the trees undocumented. This is a well-known handicap in 3D modelling, known as the line-of-sight effect. To minimise these hidden areas, the number of scan stations varied from 10 to 12, depending on hillside morphology and complexity, and the sampling parameters were established depending on the size and characteristics of each hillside. As a result, a point cloud with different characteristics was obtained for each hillside. Each point cloud was processed and registered (Cyclone 9) into a 3D model using homologous points (i.e. control points) defined by circular artificial targets. The RMSE obtained during this procedure was always below ± 0.4 mm. Therefore, the accumulative effect of the different sources of error

regarding the instrument and the registration procedure summed ± 6.4 mm. Later, the point clouds were manually filtered in order to remove outliers, herbaceous cover and animals.

The area influenced by the canopy of each tree (i.e. the polygon formed by a buffer of 2 m over the projection of the tree canopy on the ground) was clipped from the hillside point cloud. Each individual point cloud (one point cloud per tree) was then used to identify the IP and characterize partially exposed roots and the microtopography around them. Using these point clouds, Digital Elevation Models (DEMs) were produced to represent the morphology of tree bases and the area influenced by the tree canopy. To do this, a grid with a cell-size of 0.1 m was defined and the minimum Z coordinate value of the points projected into every grid cell was assigned to it. According to previous point density analyses of the point clouds and the visual checks of the resulting DEMs, the pixel size selected ensured the extraction of ground points and the omission of no-ground points. An independent validation of the DEMs obtained for the trees showed an RMSE of ± 8.5 mm. The CloudCompare v2.7.0 software package was used for this procedure. Finally, these DEMs were used to estimate soil erosion rates.

5.3.2. Estimation of soil erosion rates

Two types of soil erosion rates were estimated: areas influenced by tree canopies and open areas. The first one was calculated as the volume of soil lost between two surfaces: the past surface (S_p), which indicates the height where the soil was at the moment of tree germination, and the current surface (S_c) as illustrated in Figure 21. Erosion in open areas was calculated using the difference between the height of two points ($O_{p1}-O_{c1}$ and $O_{p2}-O_{c2}$) located two meters away from the projection of the tree canopy on its lateral sides (Figure 21) and transversal to the maximum slope direction. S_c and S_p were calculated for each tree.

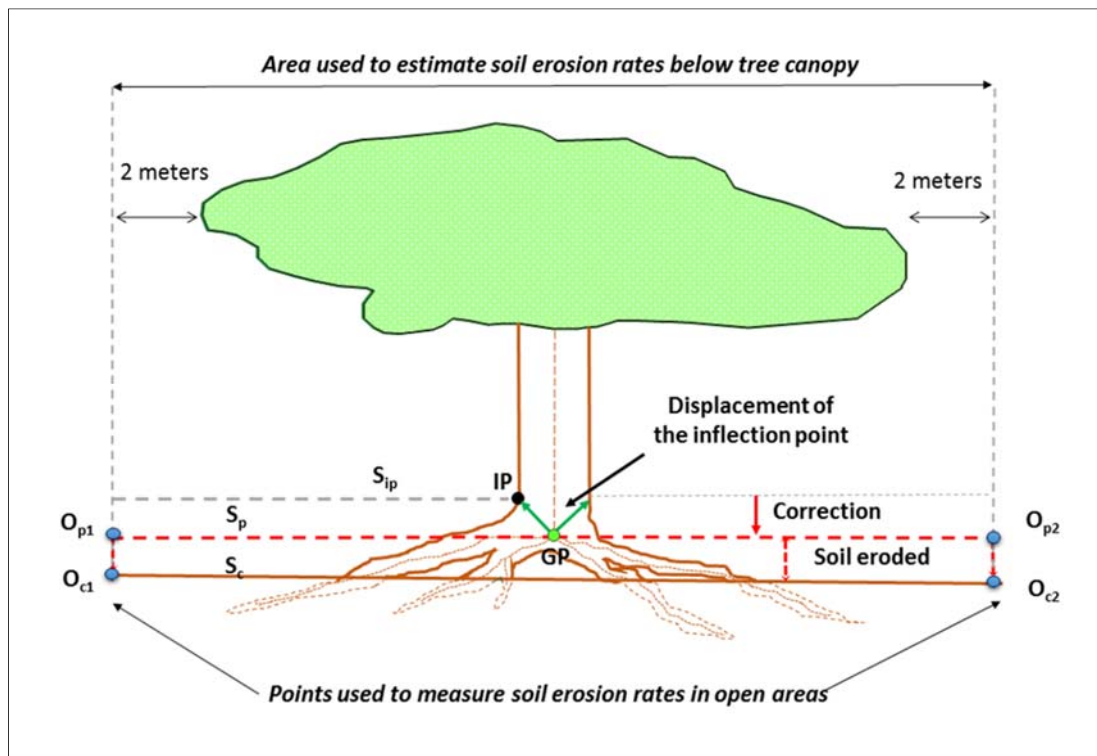


Figure 21. Illustration of the determination of soil erosion rates below the tree canopy and in open areas, where: S_{ip} is the surface located at the height of the inflection point (IP), S_p is the corrected past surface, S_c is the current surface, GP is the germination point, O_{p1} - O_{p2} are points of the corrected past surface and O_{c1} - O_{c2} of the current surface in open areas.

The displacement of the IP is its shift due to basal growth. The area used to estimate soil erosion rates below the tree canopy includes the surface projected by the tree crown and an additional 2 m surrounding the projection of the canopy. It is considered that the influence of the tree canopy on the soil below goes beyond its projection, as is the case for rainfall or radiation.

S_c was obtained using a DEM (with a pixel size of 0.10 m) of the area influenced by the tree canopy (the area below the tree canopy and the surrounding 2 m). This DEM was determined using the point cloud of each tree which included partially exposed roots and the base of the tree until the height of the IP (Figure 22. a). On the other hand, the past soil surface (S_p) was determined from a plane with the same mean slope of S_c by shifting it to the location of the IP, with a RMSE of the IP height measurement of ± 9.9 mm (S_{ip} : Figure 22. b). Two different locations identified in the point clouds (*a* and *b*: Figure 22. b) were used to determine the elevation of the IP.

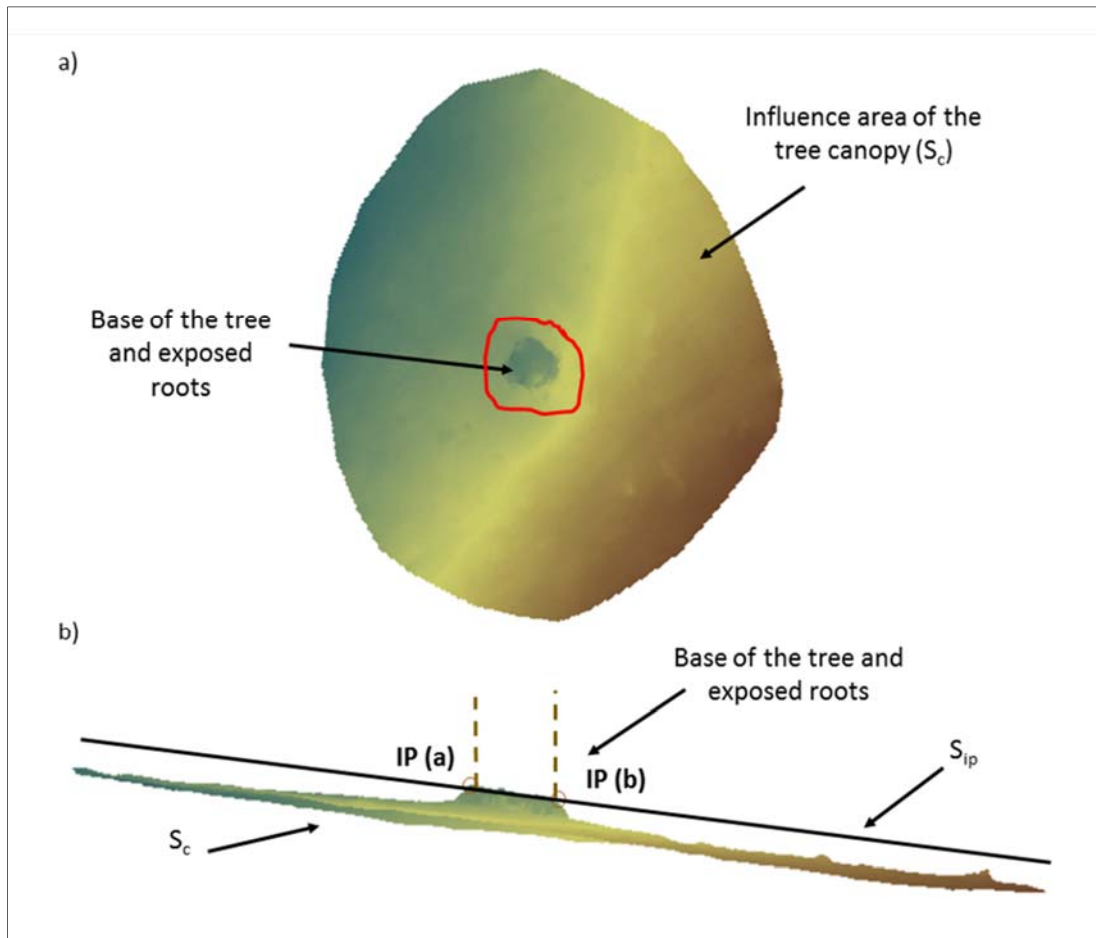


Figure 22. **a)** Plane view (DEM) of the current surface (S_c). **b)** Cross-section of S_c and the plane of the S_{ip} (surface located at the IP height). S_c includes: the base of the tree with exposed roots, the influence area of the tree canopy and the position (a and b) where the IP was measured.

Later, the DEMs of S_c and S_p were subtracted in order to estimate the volume (m^3) of soil eroded under the canopy of each tree. For open areas, the differences in height between $O_{p1}-O_{c1}$ and $O_{p2}-O_{c2}$ were measured and averaged. This figure was assumed to be the soil loss in open areas (expressed in mm).

Afterwards, the vertical displacement (VD) of the IP due to basal growth was estimated and the volume of soil loss was corrected based on this displacement. For details about this correction see Section 5.3.3.

In order to convert the volume of eroded soil into the erosion rate, the age of each tree was estimated. For this purpose, the model published by Montero et al. (2008) was used, which was developed using samples of *Quercus ilex* located in the municipality of Monroy

(39°41' N, 6°13' W). The model determined the diameter of the trees at breast height (DBH, i.e. 130 cm) as a function of the age. Based on this model, the age of each tree was estimated from the diameter of the trunk as follow:

$$Age = \ln\left(1 - \left(\frac{\emptyset}{98.73}\right)\right) / -0.00546$$

where \emptyset is the tree diameter (cm) at breast height. The Root Mean Square Error (RMSE) estimated for this model ($n=278$) was ± 8.0 years (equivalent to an error of the soil loss estimate of $\pm 1.5 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$).

However, the age estimation of holm oaks used by Montero et al. (2008) was based on counting the growth rings and did not include cross-dating of tree rings. This could be a limitation for using the model in a location different to the one where the model was developed, as Parapuños and Buitrera are located in a distance of 10 km and 40 km, respectively, from the study area of Montero et al. (2008).

According to Gea-Izquierdo et al. (2008), rainfall and temperatures are the most influential variables in holm oak growth and, therefore, it could be considered that giving climatic conditions are similar, the model could be used in other sites. As mentioned in the Study Area section, Parapuños and Buitrera present similar climate characteristics, as compared to the study areas of Montero et al. (2008): semi-arid, with an annual average temperature of 16.5°C and mean annual rainfall of approximately 570 mm. In addition, soils were similar: shallow (average depth of 20 cm), acid (pH 5.5 – 6.5), poor in organic matter (2.7% in the upper 5 cm), nutrient-poor and with a low water-holding capacity (Plininger et al. 2003). On the other hand, the age-diameter relationships obtained by Montero et al. (2008) coincided with those obtained by Pulido et al. (2015) in a study carried out in another dehesa site located at a distance of 36 km. In both cases, DBH of 40 and 80 cm indicate ages of 100 and 300 years, respectively. Despite the distance between study areas, the climatic conditions are similar, and, although the lithology is different, the soils are shallow and poor in nutrients and organic matter. Therefore, in this case and under these condition, we consider that the distance is not acting as a limiting factor for applying the model of Montero et al. (2008) to our study areas.

Finally, to contrast the results obtained with the model of Montero et al. (2008) a second model, published by Gea-Izquierdo and Cañellas (2009) to estimate the age of *Quercus ilex*, was applied. They collected data ($n=156$ trees) from plots located in the

provinces of Cáceres (39°N28'W, 6°N11'W) and Salamanca (40°37'N, 6°40'W) (Gea-Izquierdo and Cañellas, 2009). Annual ring widths were estimated as explained in Gea-Izquierdo (2008) using cross-dating technique. The differences between the mean ages estimated for our study trees using both models were not significant from a statistical viewpoint ($p = 0.061$).

Furthermore, Gea-Izquierdo's age-diameter dataset of the trees located in Cáceres (at 28 km of the area studied by Montero et al. 2008) fits well the model developed by Montero et al. (2008). Therefore, the model of Montero et al. (2008) allowed us to estimate the age of the holm oaks located in our study area in a reliable way, although not precise. The reader interested in the propagation of this and other errors and their effect on the estimation of soil erosion rates may check the discussion section.

Soil erosion rates below the canopy cover were calculated by dividing the volume of erosion by tree age and the surface area projected by the tree crown and using the average bulk density of the soil in the study area, following this equation:

$$ET = \frac{(S_p - S_c)}{A * Age} * BD * 10,000$$

where ET is the annual soil erosion rate below the tree canopy, expressed in $t\ ha^{-1}\ y^{-1}$; S_p is the past surface corrected (m^2); S_c is the current surface (m^2); A is the projected area of the tree crown (m^2); Age is the age of the tree expressed in years and BD is the soil bulk density ($g\ cm^{-3}$).

For estimating erosion in open areas, the following equation was adopted:

$$EO = \frac{((O_{p1} - O_{c1}) + (O_{p2} - O_{c2}))/2}{Age} * BD * 10,000$$

where EO is the annual soil erosion rate in open areas, expressed as $t\ ha^{-1}\ y^{-1}$; O_{p1} and O_{p2} are the corrected past surface heights (m); O_{c1} and O_{c2} are the current surface heights (m); Age is the age of the tree expressed in years and BD is the soil bulk density ($g\ cm^{-3}$).

These calculations were repeated for each tree location, allowing for the estimation of mean soil loss rates for study sites or complete hillsides, as well as the investigation of spatial variation of erosion.

Finally, soil depths were determined in the field for open areas and below tree canopies to compare the difference between both environments and to relate to estimated total surface lowering caused by erosion. For each tree site soil erosion can also be expressed as mean total surface lowering (mm) if the values are not divided by tree age. In the case of erosion below tree canopies mean total surface lowering was calculated by dividing the eroded volume (m^3) by the area influenced by the tree crown (m^2).

5.3.3. Determination of the IP vertical displacement

As commented above, the estimated erosion rates are overestimations, because height of the inflection point above the present soil surface is not only due to erosion but also to basal growth. With the aim of correcting erosion rates, field observations were carried out, concluding that the VD of the stem base due to basal growth could be differentiated from partial root exposure due to soil erosion by differences in the appearance of the bark (texture, colour and roughness). It was found that partially exposed roots, resulting from erosion, and the tree base could be differentiated visually. Thus, at each sample tree the vertical distance between the IP and the part of the roots exposed by erosion was measured with a metal ruler. The obtained value was assumed to represent the displacement of the IP due to basal growth. In order to validate this method of correction, two different approaches were used consisting in the determination of the VD of the IP of holm oaks: (i) a growth study of the stem base aimed at locating the germination point (GP) and (ii) field measurements of the VD of trees located in an area where soil erosion is assumed to be close to nil.

i) Stem and core analysis

At the time of tree germination, the oak acorn is commonly located close to the surface. Therefore, the GP, i.e. where the hypocotyl emerged from the seed, is an indicator of the height of the past surface at the moment of tree germination. In order to determine the VD, which corresponds to the vertical distance between the IP and the GP (Figure 23. a), a growth study of the IP zone (stem base) was carried out. To do this it was necessary to locate the GP, which could be identified differentiating between the tissue with pith and the tissue without pith (Telewski, 1993), and therefore the point where the ring numbers are highest (Fritts, 1976). This approach was used by Cooper et al. (2003) for *Populus deltoides* Marshall spp. and *Tamarix ramosissima* Ladebour, by Gutsell and Johnson (2002), for *Populus*, *Picea* and *Betula*, and by Scott et al. (1997) for *Populus*. Two types of samples were used to

determine the VD: wood cores taken every 5 cm at the tree base (Figure 23. a) along the hillsides, and slices of stem bases from dead trees (Figure 23. b) which were found in the field and analysed in the laboratory. The trees were cored in autumn 2014 with an increment borer 0.5 cm in diameter. Then, the cores were mounted onto channelled wood, dried at room temperature and the stem bases were cut in cross sections or slices of 1 to 2 cm. Both types of samples were sanded to a smooth finish using sequentially finer sandpaper up to 600 grain (15 μm). To determine the location of the GP, growth rings were counted in each sample (from bark to pith) using a stereomicroscope. The slice or core with the highest number of rings and where the pith was present, was assumed to be the GP. The count was repeated in two radii, in the case of the slices; and in two samples, in the case of the cores, to avoid counting false or double rings.

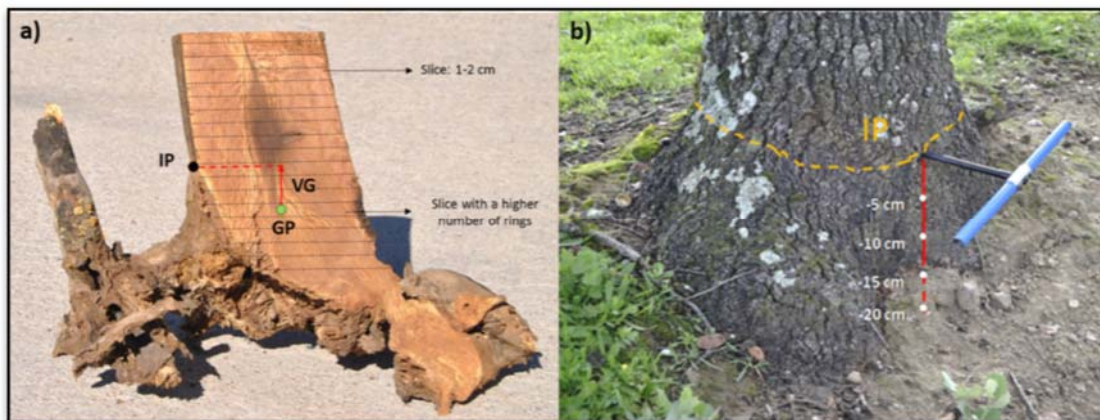


Figure 23. Techniques used to obtain wood samples: **a)** cross sections and calculation of the vertical growth (IP: inflection point, GP: germination point, VG: vertical displacement of the IP or vertical growth); **b)** coring methodology.

Afterwards, 3D models of each stem base were produced using photographs taken with a Nikon-D3000 camera and using Agisoft Photoscan software. The 3D models were scaled by introducing a tape in the scenes, and they were used for calculating the distance between the GP and the horizontal prolongation of the current IP along the radius of the stem (Figure 23. a).

In the case of the core samples obtained from live trees, the distance between the IP and the sample points was measured in the field (Figure 23. b). The location of the GP was

determined by identifying the core with the greatest number of rings. In some cases, it was necessary to excavate the soil around the tree base in order to collect samplings of the buried part. Note that our two approaches are based on geometrical measurements and on identifying the GP by counting rings, so it is not necessary to carry out cross-dating of the trees as their ages are not used herein.

ii) Trees located in an area without erosion

The trees samples were located on a flat surface along the divide of a watershed on the Parapuños farm, where soil erosion was assumed to be almost nil. The stem base of these trees did not show any differences in texture and the height of the present IP was supposed to represent basal growth. The vertical distance between the IP and the soil surface was measured with a metal ruler.

5.3.4. Estimation of erosion rates by ^{137}Cs method

The estimation of soil loss rates was based on the profile depth distribution model following Walling et al. (1993), assuming, that the depth distribution of ^{137}Cs in the soil profile is independent of time. The equation developed by Walling and He (1998) was used to estimate erosion rates. Details of the methodology are described in Rubio-Delgado et al. (2017).

Soil profile samples were taken in open areas and not below tree canopies because at the time of the fallout, the latter could have intercepted part of the ^{137}Cs and, therefore, the amount actually deposited on the soil surface would be lower. Consequently, less ^{137}Cs would be absorbed onto the soil particles. At each hillside area composite samples of each depth interval (5 cm) were taken randomly in 20 points (Rubio-Delgado et al. 2017), obtaining an average erosion rate/area.

The ideal scenario for comparison between soil erosion rates obtained by the IP method and the ^{137}Cs method would be using trees with ages of approximately 52 years. However, there were only 4 trees of this age in the study areas. Therefore, it was decided to include a larger group of trees ($n=70$) with ages < 90 years (1925 – 2015), and an average age of 71 years, which does not differ much from the 52 years included in the cesium period.

5.3.5. Data analysis

Data analysis was carried out using the STATISTICA 8 software package. Normality of data was analysed by the Kolmogorov-Smirnov test and the parametric T-Test was applied to determine the significance (0.05 level) of differences between variable means. A linear regression analysis was carried out to study the relationship between tree ages and the growth of stem bases.

5.4. Results

5.4.1. Characteristics of the point clouds and sources of error

The point clouds captured for every hillside presented a large number of points (between 40 and 108 million) with an average point spacing of 0.07 m. These figures were considerably reduced after point cloud filtering (22% approximately). In B1 and P a total of 10 scanning stations were used, and in B2 12 scanning stations were necessary. The average point density of the different clouds was: 4,723.62 points m^{-3} in B1, 4,954.78 points m^{-3} in B2 and 1,087.65 points m^{-3} in P.

5.4.2. Tree characteristics

The studied hillsides presented tree densities varying from 22.5 trees $\cdot ha^{-1}$ in P to 44.1 and 58.4 trees $\cdot ha^{-1}$ in B1 and B2, respectively (determined by using orthophotography from 2009, with a pixel size of 0.25 m). Table 8 summarizes the characteristics of the woodland sampling. Tree ages ranged from 35 to 375 years, with an average of 121 years ($n=208$). P was the hillside with the oldest trees (146 years), followed by B1 (131 years) and B2 had the youngest woodland (85 years). The mean age differences are statistically significant between B1 and B2 and between B2 and P ($p<0.05$ at a 0.05 significance level).

Table 8. Descriptive statistics of tree ages in the study areas.

Hillside	N	Mean \pm SD	Median	Range	Percentile (0.1 – 0.9)
B1	131	131 \pm 49	126	54 – 336	77 – 191
B2	51	85 \pm 34	77	35 – 214	54 – 126
P	26	146 \pm 69	131	39 – 375	77 – 208
Average	208	121 \pm 53	111	35 – 375	66 – 191

In general, trees ranging from 50 to 150 years were the most abundant (73%), while trees with < 50 years were almost absent (2%) and those older than 250 years were less frequent (25%). The frequency distribution of tree ages in each hillside is represented in Figure 24.

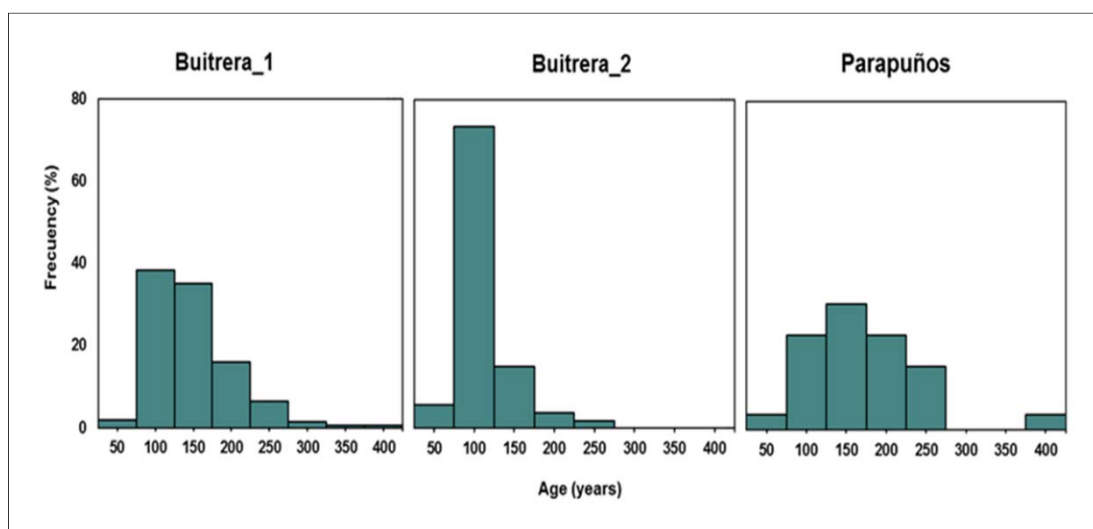


Figure 24. Frequency distribution of tree ages in the study areas.

5.4.3. Determination of the VD

The results of the VD analysis of the IP due to basal growth is presented in Table 9. The average upward migration of the IP of all sample trees in the three hillsides was 10.2 cm, ranging from 0.0 to 25.5 cm and presenting a high dispersion. However, 80% of the data had values between 4.3 and 15.5 cm, and 50% were between 6.8 and 13.3 cm. No relationship could be detected between tree age and the growth in the base of the trees ($F(1,204) = 6,9875, p < 0.01, R^2 = 0.03$).

Table 9. Descriptive analysis of VD (cm) data sets. SET are trees used to estimate soil erosion rates. VSA are stems analysed to determine the VD using the germination point. VTNE are trees located in an area without erosion. VSA and VTNE were used to validate the correction of VD.

Data set	N	Mean \pm SD	Median	Minimum-Maximum
SET	206	10.2 \pm 4.8	10.2	0.0 – 25.5
VSA	8	12.7 \pm 12.3	12.5	1.3 – 38.3
VTNE	8	8.4 \pm 4.6	9.5	0.0 – 15.5

The analysis of the stem bases revealed an average vertical IP displacement of 12.7 cm, and the values for the VD obtained using trees without erosion revealed a mean of 8.4 cm (Table 9). Both results were used to validate the vertical IP displacement of the sample trees measured in the field. The three data sets showed a normal distribution (Kolmogorov-Smirnov, $P > 0.2$) and the mean values obtained by the three methods were not statistically different at a 0.05 significance level. Thus, the values for the VD measured individually for each tree were used to correct the soil loss rates at each tree site.

5.4.4. Soil loss rates

Soil erosion rates below the tree canopies and in open areas were estimated ($n = 206$). The sum of the errors in erosion rate estimation due to uncertainties (the TLS measuring instrument, DEM interpolation method, PI height measurement, and tree age determination) resulted in $\pm 3.2 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$.

The corrected erosion rates were 39% lower than the original ones. Average values are presented in Table 10, amounting to $23.2 \pm 13.0 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ in areas below the tree canopies and $22.8 \pm 15.6 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ in open areas. Erosion rate data followed a normal distribution (Kolmogorov-Smirnov, $p > 0.2$) and the means of both environments did not differ significantly at a 0.05 significance level (t-value = -0.23, $p = 0.81$). The erosion rates were highly variable in space, both below the tree canopies and in open areas, the former ranging between 0.2 and $101.1 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$.

Table 10. Descriptive analysis of soil erosion rates, in $\text{t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, below tree canopies and in open areas.

Environment	N	Mean±SD	Median	Range	Percentile (0.1 – 0.9)
Below canopy	206	23.2 ± 13.0	21.2	0.4 – 66.5	8.1 – 42.2
Open areas	206	22.8 ± 15.6	19.7	0.2 – 101.1	5.8 – 41.7

Mean total surface lowering in open areas and below tree canopies for the time period indicated by the average tree ages, are presented in Table 11. Average soil depths for each hillside are also presented. Differences of total surface lowering between open areas and below tree canopies were not statistically significant in any hillside ($p > 0.100$). Soil depths of each environment were similar in B1 ($p = 0.229$) and B2 ($p = 0.889$), but soils were slightly deeper below tree canopies in P ($p = 0.000$). A negative linear regression was obtained comparing total surface lowering and soil depth ($n = 6$, $R^2 = 0.90$, $p = 0.004$), i.e. the higher erosion was the shallower are the soils.

Table 11. Mean total surface lowering and mean soil depth in open areas (OA) and below tree canopies (BC) at each hillside (\pm standard deviation). ATA: average tree ages, N: number of cases.

Hillside	ATA (years)	Surface lowering (mm \pm SD)			Soil depth (mm \pm SD)			
		N	OA	BC	N	OA	N	BC
B1	131	129	164 \pm 83	179 \pm 87	63	151 \pm 5	43	138 \pm 6
B2	85	51	133 \pm 101	134 \pm 70	40	192 \pm 4	36	193 \pm 5
P	146	26	134 \pm 73	112 \pm 63	23	184 \pm 5	35	252 \pm 6
Average	121	206	152 \pm 88	159 \pm 84	126	170 \pm 5	114	190 \pm 7

Considering the large similarity between the erosion rates of both environments and that the coefficients of variation were lower below the tree canopies (56%) as compared to open areas (68.5%), in the following only the former were analysed. Apart from a smaller spatial variation, the erosion rate estimation of the areas below the influence of the tree canopy are preferred for further analysis because they are based on a surface area of several square meters, whereas the estimation of open areas is based on only two measurement points at each tree site.

Average soil erosion rates on each hillside for the entire period (1639 - 2014) were (Table 12): 23.6 t ha⁻¹ y⁻¹ in B1 ($n = 129$ with an average age of 131 years), 26.5 in B2 ($n = 51$ with an average age of 85 years), and 14.6 in P ($n = 26$ with an average age of 146 years). B1 and B2 were not significantly different. However, P was significantly different from B1 and B2 (t-value = -1.426; $p = 0.000$ at a 99% IC in both cases).

Table 12. Erosion rates below tree canopies ($t\ ha^{-1}\ y^{-1}$) for the different periods determined based on rate increase (the same letter indicates that the difference between means is not statistically significant at a 95% confidence interval).

Hillside	N	All periods	N	PI	N	PII	N	PIII
B1	129	23.6±12.0	16	10.3±5.6 ^a	42	19.9±9.6 ^b	71	28.7±11.4 ^c
B2	51	26.5±13.9	2	9.5±2.7 ^a	2	24.6±10.9 ^a	47	27.3±14.2 ^a
P	26	14.6±12.2	7	10.8±4.7 ^a	7	13.0±8.8 ^a	12	17.7±16.2 ^a
Average	206	23.2±13.0	25	10.4±5.1 ^a	51	19.2±9.7 ^b	130	27.2± 13.1 ^c

Figure 25 illustrates the high dispersion of soil erosion rates with respect to tree ages. Furthermore, erosion rates marked an upward trend throughout the period, with younger trees showing higher values. It is possible to recognize two moments in which the rates show a more important increase. The first one was identified in trees younger than 181 years and the second in trees younger than 126 years. In this way, three different periods could be differentiated (Table 12): the first period (PI) comprised erosion rates estimated by using trees germinated between 1639 and 1830, with an average age of 225 years; the second period (PII) was composed of rates estimated by using trees germinated between 1831 and 1885, with an average age of 152 years; and the third period (PIII) included erosion estimates for trees germinated between 1886 and 1979, with an average age of 89 years. It is important to remember that the soil erosion rates are accumulative, i.e. the rates of the older trees comprise average soil losses since the germination year until the sample year (2012 in Buitrera and 2014 in Parapuños). The difference between periods was statistically significant in B1 and in the case of the complete data set ($p = 0.000$ at a 99% CI in all cases).

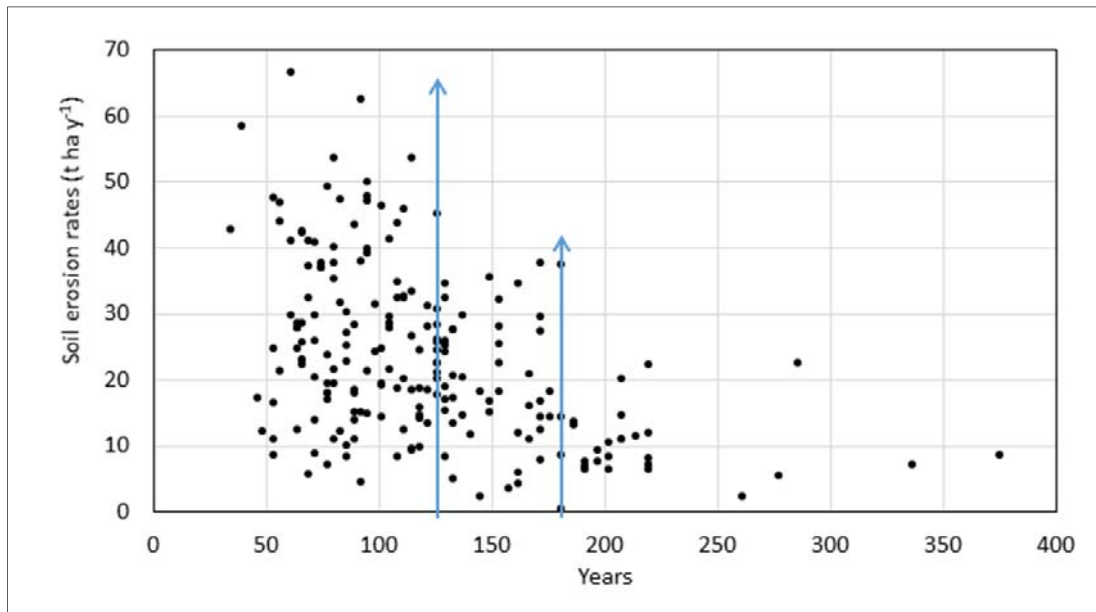


Figure 25. Soil erosion rates in dehesas over the last 375 years. Arrows indicate an increase in erosion rates.

The results obtained by ¹³⁷Cs method were: B1 = 25.3 t ha⁻¹ y⁻¹, B2 = 30.2 t ha⁻¹ y⁻¹ and P = 26.7 t ha⁻¹ y⁻¹, with an average erosion rate for all hillsides of 27.6 t ha⁻¹ y⁻¹. Average soil erosion rates estimated with the IP method in open areas for the last 90 years were: 31.0 t ha⁻¹ y⁻¹ in B1 ($n = 26$), 27.8 t ha⁻¹ y⁻¹ in B2 ($n = 38$) and 28.2 t ha⁻¹ y⁻¹ in P ($n = 6$), with an average erosion rate for all hillsides of 26.7 t ha⁻¹ y⁻¹. More detail about the results using ¹³⁷Cs can be found in Rubio-Delgado et al. (2017).

5.5. Discussion

In this paper a methodology based on using the IP of holm oaks to estimate soil erosion rates in highly degraded dehesas was developed. The vertical displacement of the IP, caused by secondary wood growth, should be determined for correcting the estimated erosion rate, in order to avoid overestimation, which in our case amounted to approximately 40%. Even with the former correction, the methodology presents several sources of error, including the determination of the present soil surface (TLS measurements, DEM interpolation, IP height and tree age determination). The resulting total error (that summarizes all identified sources of error) amounted to ± 3.2 t ha⁻¹ y⁻¹, i.e. 16% of mean soil

erosion rate. There might be, however, further uncertainties which produce a higher error, but that are difficult to determine.

TLS technology allowed high-resolution DEMs to be produced at hillside and individual tree scale. The hillside DEM was useful for analysing the topography in terms of slope, aspect, curvature, etc., while the tree scale DEM was suitable for analysing the morphology of the tree bases (IP and partially exposed roots) and for determining the microtopography of the surrounding soil surface. For this purpose, the TLS was shown to be more suitable than other classic techniques such as manual measurements or total stations (also affected by the line-of-sight effect) as well as new technologies used to produce high-resolution models of the topographic surface (e.g. Unmanned Aerial Vehicles, Structure-from-motion photogrammetry –SfM–, Global Navigation Satellite Systems, etc.). The use of SfM proved to be unsuitable for the hillside scale (Smith and Vericat, 2015) and the number of photos necessary to reproduce the stem and soil morphology accurately would be difficult to process. The aerial platform of an unmanned aerial vehicle was also discarded because of the shadows produced by the tree canopies. An intensive register of points by means of a Global Navigation Satellite System was also deemed unsuitable for this and similar cases due to the expected low coverage below the tree canopies. Summing up, TLS presented the highest suitability with a moderate economic cost and saved time during field work.

However, in order to use point clouds to produce DEMs meant carrying out manual processing to filter undesired objects, produced mainly by herbaceous vegetation and to a minor degree by other artefacts, a task that is highly time consuming. Many studies have focused on developing an automatic method for detecting and removing vegetation for point clouds obtained with Airborne Laser Scanning (ALS) (Meng et al. 2010; Sithole and Vosselman, 2004; Telling et al. 2017; Wang et al. 2009). However, these methods are rarely applied to point clouds obtained with TLS because the geometry of data acquisition, spatial area, density and point cloud properties of each dataset are different and increase the complexity of the filtering (Pirotti et al. 2013). In this sense, a meticulous manual filtering and cleaning of point clouds was necessary in order to minimise errors of Z values in the resulting DEMs.

The average tree age in the study areas was 121 years. Trees ranging from 50 to 150 years were the most abundant and those older than 150 years were less frequent. However, trees with < 50 years were almost absent. The dehesas suffered a loss in tree density during

the second half of the last century related to an expansion of croplands between 1940 and 1960 (Díaz et al. 1997), as well as to mechanization, the emergence of new crops and changes in livestock management (Pulido and Picardo, 2010). Elena Rossello et al. (1987) stated that during the period between 1957 and 1981 approximately six million *Quercus* trees were removed in the region of Extremadura. Afterwards, although cultivation was reduced drastically from the 1960s onwards, an increase in livestock density impeded tree regeneration (Montero et al. 1998).

The model of Montero et al. (2008) presented a RMSE of ± 8 years, resulting in propagated error of $\pm 1.5 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ ($\pm 0.09 \text{ mm y}^{-1}$) to the soil erosion estimation. This error is relatively low if we compare to other errors such as the model published by Gea-Izquierdo and Cañellas (2009), with a RMSE of ± 23.41 years. However, in this study we extrapolated the model of Montero et al. (2008) to estimate the age of trees with higher diameters than the ones used to fit the model and, in this way, to holm oaks older than 140 years. The resulting error could amount up to $\pm 5 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$. Although this model was not validated with cross-dating techniques, offers results that can be adjust to the actual growth of the trees, which, irrespective of the species, follows some type of logarithmic function with three stages along the life-span: exponential, linear and senescence (Tomé et al. 2006). In this way, the model of Montero et al. (2008) presented a trend similar to the model published by Tomé (2004) to estimate the growth of cork oak in Portugal. On the other hand, the RMSE of the model of Montero et al. (2008) is lower than the model of Gea-Izquierdo and Cañellas (2009), the average ages estimated using both models were similar, and ages estimated in this paper were similar to the ones obtained by Pulido et al. (2015) in a nearby dehesa. Therefore, the model of Montero et al. (2008) allowed estimating the age of the holm oaks located in our study area in a relatively reliable way. This dataset of tree age estimations, even with errors and inaccuracies, represent a valuable source of information that might be used to understand soil losses over the past centuries in these highly degraded agrosilvopastoral systems.

The VD results had to be verified using other methods (stem study and reference trees) due to the lack of literature about the basal growth of *Quercus ilex*. These methodologies proved to have several limitations. The stem study methodology based on the germination point did not allow for a large number of samples. The main reason was the high density of the wood at the base of the trees. While collecting the tree base samples, it was noted that the strength and density of the wood was higher than in the trunk at breast

height. This may be due to the tension generated in the tree base during the growth of its root system. Consequently, the increment borers used were easily split by friction and the cores were damaged. On the other hand, the number of holm oaks located in the area without erosion were few. However, the results obtained when measuring the partial exposure due to erosion and the VD due to basal growth were similar to the results obtained from the stem study and the reference trees. Therefore, field measurements carried out to determine IP displacement proved to be a valid method for correcting the basal growth of holm oaks in the study areas.

Studies about soil erosion rates in dehesas are scarce and the methods used are not comparable to those of the present study. Schnabel (1997) and Schnabel et al. (2009; 2010) monitored sheetwash in open plots from 1990 until 1997 under natural rainfall conditions in dehesas with similar environmental conditions, offering much lower erosion rates ($0.63 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) than those presented here. However, lower erosion rates, varying from $0.12 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ to $1.34 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ can be justified by lower stocking densities, with 0.13 AU ha^{-1} and 0.61 AU ha^{-1} , respectively. These values are lower than the livestock densities on the study farms (1.09 for Parapuños and 1.17 AU ha^{-1} for Buitrera). Furthermore, those plot studies offered minimum erosion rates, due to collectors overflowing during high intensity rainstorms (Schnabel, 1997). Kosmas et al. (2015) studied the relation between livestock density and soil erosion rates in a region that is a typical example of overgrazed land in southern Europe (Crete Island, Greece). The results of that study showed an increase in sediment loss between 1940 and 2010 and an increase in livestock density. In the first decades, the majority of the area was characterized by low rates of soil erosion with a stocking density of $0.5 - 0.9 \text{ AU ha}^{-1}$ ($<0.5 - 0.5 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$). In the period from 1980 to 2010, the average stocking rate increased to $2.0-2.3 \text{ AU ha}^{-1}$ reducing the areas with low soil erosion rates and increasing the areas with high soil erosion rates ($20 - 50 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$), from 0.1% before 1950 to 23.9% in the period from 1980 - 2010. Soil erosion rates for this last period studied by Kosmas et al. (2015) were similar to the ones presented here under similar environmental conditions (including similar stocking densities). On the other hand, Bodoque et al. 2005 determined soil erosion rates using exposed roots in an area with similar climate and land use, obtaining rates between $19-31 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, which are within the range of the rates found in this paper.

Soil erosion rates below the tree canopies and in open areas were almost the same, contrasting with Schnabel (1997), who reports lower runoff volumes and soil losses below the tree canopy than in open areas from a similar dehesa. The latter is explained by the

positive effect that the tree canopies exert on soil properties (Joffre and Rambal, 1988; Montoya, 1982), along with the considerable reduction in rainfall reaching the ground due to interception (Mateos Rodríguez and Schnabel, 2002). However, high stocking densities, like those observed in our study areas, can reduce the positive effect produced by the tree canopy through foraging and trampling, resulting in a decrease in soil surface cover and a high proportion of bare ground, despite the presence of trees (Pulido et al. 2016; Schnabel et al. 2010). It can also be argued that under these conditions sheetwash produced by surface runoff is probably the most dominant process, as compared to rainsplash erosion, the former being less influenced by rainfall interception of trees. Another factor that could contribute to balance soil erosion rates below the tree canopies and in open areas is the movement of livestock on the hillside. We observed in B1 that at least 50% of the trees with high erosion rates ($> 36 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) presented a degree of bare soil of almost 100% below their canopies. On the other hand, 94% of the trees with low erosion rates ($< 10 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) presented nearly 100% of grass cover in the area below the canopies. Our interpretation of these results is that in areas with high stocking density, as is the case of the Buitrera farm, domestic animals degrade herbaceous ground cover, indistinctly of tree cover. Furthermore, the animals tend to meet under tree canopies to protect themselves from the sun in summer and to feed (acorns and pasture). As a result, the positive effect of the tree canopy on soils and erosion (rainfall interception, higher organic matter, etc.) is compensated by the degrading effect of livestock.

The similarities of soil depth in open areas as compared to areas below tree canopies, particularly in the most degraded farm Buitrera, also indicate similarities of both environments, given that soil depth is the result of both soil formation and erosion. Total surface lowering in both environments was similar too. In Parapuños soils below tree canopies were slightly deeper than in open areas, although the difference between total surface lowering was not significant, erosion was slightly higher in the open spaces. In our opinion, this suggests that in Parapuños, with a lower estimated erosion rate than Buitrera, the state of degradation is lower than in Parapuños.

The similarity of the results obtained with ^{137}Cs , regarding both mean erosion rates as well as their spatial variation, validates the IP method for estimating soil erosion rates. ^{137}Cs erosion rates represent average values for the period between the global fallout (maximum occurred in 1963) and the sample collection, i.e. 52 years. The IP method offered soil erosion rates for each tree site, while the ^{137}Cs method only allowed estimating rates for each hillside area (Rubio-Delgado et al. 2017). Therefore, we can only compare the means

in a non-statistical way. In addition, similar soil erosion rates (6.4 and $30.0 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) using ^{137}Cs were obtained by Porto et al. (2014) in an area with comparable climate and land use.

Regarding the temporal variation of the estimated soil erosion rates, in the last decades an important increase has taken place. During PI the erosion rate ($10.4 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) was lower than PII ($19.2 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) and PIII ($27.2 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$), and erosion during PII was lower than that of PIII. It is important to take into account that the soil erosion rate determined at each tree site represents the mean erosion since the time of germination. Consequently, the mean values for PI include the soil losses which have taken place during PII and PIII, and the values for PII include the rates which have taken place during PIII. Consequently, soil erosion rates for the period PI-PII (1639 to 1830) is understood to be even lower than the following period (PII-PIII, i.e. 1831 to 1885) and both are lower than PIII (1885 to 2015). In Parapuños, the most recent erosion rates more than doubled the ones obtained for the longer time period. It is possible that the increase in soil erosion rates coincided with an intensification of land use in the dehesas. We know that during the first third of the 20th century cultivation was an important activity, besides cattle raising and forestry. Large areas of the farms where our study areas are located were cropped in order to alleviate poverty during and after the civil war period (1939-1950). Cultivation was abandoned after the 60s in Buitrera and the 80s in Parapuños. In this way, large areas previously cultivated were then converted to pastureland and grazed by domestic animals. In fact, stocking density has increased from 0.29 AU ha^{-1} to 1.17 AU ha^{-1} from 1945 to 2012 in Buitrera, and from 0.33 AU ha^{-1} to 1.09 AU ha^{-1} in Parapuños (Pulido et al. 2016). Previous studies in Parapuños have pointed out human pressure, in terms of overgrazing, as being responsible for soil degradation in the valley bottoms leading to increased gully erosion (Gómez-Gutiérrez et al. 2009b).

Finally, regarding the IP method, one of its advantages is that it enables us to obtain a large number of individual soil loss rates which could be used to study the spatial variation of erosion along hillsides. It could be argued that the variability of erosion rates obtained in our study is excessively high. In part, this could be due to measurement errors, estimated to be $\pm 3.2 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, but may also be related to spatial variation of erosion. Further research is necessary to analyse the relationships between erosion rates and hillside morphology and the degree of ground cover, which is possible thanks to high resolution digital terrain models and various orthophoto time series.

Although the IP method is subject to many uncertainties which do not allow to obtain precise erosion rates, it is possible to offer crude estimates for the last centuries. In order to reduce uncertainties, further research is necessary, increasing sample size with measurements in other study areas. This study could contribute to the discussion and could favour possible methodological approaches in the future. Nevertheless, the results obtained in this work helped to discern spatial and temporal variations of soil erosion in the study areas.

5.6. Conclusions

This study presents a new methodological approach for estimating soil erosion rates in dehesas by using the IP in combination with terrestrial laser scanner images. The methodology involves correcting for secondary wood growth reducing the rates by approximately 40%, avoiding overestimation produced by the vertical displacement of the IP.

The IP method, unlike the exposed roots method, is a non-invasive technique and could possibly be applied in other environments where the vertical displacement due to basal growth can be distinguished from the exposure caused by soil erosion, as was the case in our study area with a notable difference in bark texture. This technique was validated with different approaches that produced similar results, despite the difficulties with holm oak and stem sampling, as well as the scarcity of trees located in areas where no erosion has occurred. On the other hand, this methodology requires high resolution DEMs like those obtained with terrestrial laser scanning. One drawback is the necessity of spending a long-time processing point clouds, due to a lack of software tools to remove undesired information for the study like herbaceous vegetation.

The lack of tree regeneration, due mainly to overgrazing by domestic animals during the last decades, produced a data gap for the last 50 years. However, the large similarities between the erosion rates obtained by the IP method compared to those produced by ^{137}Cs method demonstrated that the soil erosion rates over the last century were similar. In addition, the results of the ^{137}Cs method suggest that partially exposed roots can be used for estimating soil loss rates. On the other hand, soil erosion rates showed a continuous increase since the second half of the 17th century, probably associated with changes in land use and management.

Erosion rates of individual tree sites were highly variable in space, which could be due to several factors, such as the influence of microtopography on runoff distribution along the hillside or differences in soil surface cover related to the effect of domestic animal movement. Therefore, further work needs to be carried out to explain the spatial variation of erosion rates.

However, the obtained erosion rates are crude estimates due to measurement errors ($\pm 3.2 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) as well as possible uncertainties. Further work is necessary to consolidate this methodology investigating its uncertainties. Progress in the development of this method would allow us to increase our knowledge about the relation between soil erosion and human activities in Mediterranean rangelands with disperse tree cover.

Acknowledgements

Funding was granted by the Spanish Ministry of Science and Innovation through the AMID Project (CGL2011-23361), a scholarship (FPI) offered by the Junta de Extremadura (PD12051), co-financed by the European Social Fund. Language revision was financed by the Junta de Extremadura and FEDER Funds (ref. GR15032). We would like to thank Markus Stoffel and Juan Ballesteros Cánovas from the Dendrolab research group of the University of Bern (Switzerland) for discussing dendrological methods with us. Finally, we are very grateful to Guillermo Gea-Izquierdo from CIFOR-INIA for the discussion about the growth model of *Quercus ilex* and for providing us with data that helped to justify the tree age estimations carried out in this work.

CAPÍTULO 6

COMPARISON OF TWO METHODOLOGIES USED TO ESTIMATE EROSION RATES IN MEDITERRANEAN ECOSYSTEMS: ^{137}Cs AND EXPOSED TREE ROOTS



Finca Valero (Torrejón el Rubio), seleccionada como área de estudio para los análisis de ^{137}Cs .

CAPÍTULO 6. COMPARISON OF TWO METHODOLOGIES USED TO ESTIMATE EROSION RATES IN MEDITERRANEAN ECOSYSTEMS: ^{137}CS AND EXPOSED TREE ROOTS

Rubio-Delgado, J., Guillén, J., Corbacho, J.A., Gómez-Gutiérrez, A., Baeza, A., Schnabel, S., 2018. Comparison of two methodologies used to estimate erosion rates in mediterranean ecosystems: ^{137}Cs and exposed tree roots. *Science of Total Environment* 605-606, 541-550.

Abstract

The ^{137}Cs deposited in soil and exposed tree roots have been widely applied to estimate medium-term soil erosion rates. However, comparative studies between these methods are scarce. For this purpose, three hillsides in two Mediterranean dehesas (rangeland with disperse tree cover) were selected. Regarding the ^{137}Cs technique, a reference site close to the study areas and with similar altitude and rainfall was selected. In order to reduce uncertainties related to the use of point soil profiles, all those collected in an area were combined to form a representative composite profile. The total inventory was $2790 \pm 50 \text{ Bq/m}^2$, and the relaxation coefficient indicated it was an undisturbed soil. The radiocaesium inventory in the study areas was 14 - 3% lower than in the reference area. The erosion rates for ^{137}Cs were in the range $20.9 - 38.1 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$. The exposed root technique was applied to holm oak trees (age about 90 years), and the erosion rates were in the range $22 - 34 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$. The ratio between exposed root and ^{137}Cs techniques was 1.02 ± 0.11 (S.D.) within the range 0.89 - 1.2. Both methods produced very similar results equally with respect to the mean erosion rate as well as the relative difference between the hillslope sections, i.e. displaying the same spatial variation in the study areas. As the accounting time for these two techniques is different, 50 and 90 years for ^{137}Cs and exposed roots respectively, results suggest that no change in mid-term erosion rates was implied for these areas for almost a century. The use of ^{137}Cs and exposed roots methodology for the determination of mean erosion rates can be reproduced in other ecosystems, but a careful selection of the reference site for ^{137}Cs is essential.

Keywords: *Soil erosion, ^{137}Cs , Dendrogeomorphology, Exposed roots, Dehesas.*

6.1. Introduction

Soil erosion is a major concern regarding the maintenance of its productivity. In Mediterranean areas soil erosion constitutes an important environmental threat, with Spain being one of the most severely affected countries (Solé Benet, 2006) and human activities such as cultivation and livestock rearing have shaped the land surface for centuries by influencing soil erosion (Kosmas et al., 1997; García-Ruiz, 2010). Although a great deal of research has been carried out measuring present day soil loss rates, less is known about those in the past (Solé Benet, 2006). Investigating past erosion rates is of particular interest in Mediterranean countries because they have been subject to important land use changes. This is also the case for rangelands in the southwestern part of the Iberian Peninsula, which have been subject to land use and management changes (Lavado Contador et al., 2004; Plieninger, 2006). Hence, it is necessary to quantify medium-term soil erosion, with radiocaesium (Ritchie et al., 1974; Ritchie and Ritchie, 2000) and exposed tree roots (Stoffel et al., 2013) acting as adequate methods for this purpose. Other methods, such as erosion plots, pins or the determination of sediment production of river basins are not suitable (see Boardman, 2006 for a review). They either demand labour intensive monitoring, which is usually not feasible during various decades (plots), or do not provide information on spatial variation of erosion, as is the case in the sediment yield approach. Furthermore, it has been demonstrated that measured sediment yields produce an underestimation of soil loss due to sediment storage along foot slopes or valley bottoms (Trimble, 1983; de Vente and Poesen, 2005). The radiocaesium and the root exposure method (hereinafter, REM) offer several advantages in comparison with other methods. For example, information on the spatial variation of soil loss rates at the hillslope scale can be obtained and the application of these techniques does not involve a major disturbance of the landscape under study (Walling and He, 1999). Furthermore, estimated rates of soil redistribution relate to the past 50 years (¹³⁷Cs) and up to several centuries in the case of REM, and thus provide estimates of longer-term average rates of erosion (Valmore and LaMarche, 1968; Zapata, 2003). Thus, they offer medium-term erosion rates, which are particularly important in areas where rainfall and runoff are highly variable in time and a few exceptional events may produce high soil losses (Boardman, 2006; Schnabel et al., 2010).

As a consequence of the atmospheric nuclear weapon tests carried out in the 1950–60s, huge quantities of ¹³⁷Cs were released into the worldwide environment (UNSCEAR, 2000). After its deposition on the soil surface, ¹³⁷Cs began a fast process of irreversible

attachment to soil particles, especially clay minerals present in the soil (Ohnuki, 1994). As ¹³⁷Cs is effectively fixed to soil particles, soil erosion and the transport of the eroded material imply a spatial redistribution of ¹³⁷Cs, giving rise to areas where either its erosion or accumulation dominates,

e.g. along hillslopes and in valley bottoms. Thus, by analyzing the ¹³⁷Cs inventory erosion rates can be estimated (Ritchie et al., 1974; Walling and Quine, 1993). The use of this technique implies the selection of an appropriate reference site, where neither soil erosion nor sediment deposition has occurred. Furthermore, ¹³⁷Cs inventory may vary in space due to variations of rainfall or soil properties, the study areas should be close to the reference site and possess similar climate and soil characteristics (Parsons and Foster, 2011; Mabit et al., 2013). If these conditions are fulfilled, similarity of radiocaesium deposition between sites can be assumed and soil erosion rate estimates can be obtained.

The root exposure methodology to estimate soil erosion rates is also a consolidated methodology. Pioneering studies were carried out during the 1960s by LaMarche (1961) and Valmore and LaMarche (1968), who calculated long-term soil erosion rates based on the vertical distance between the root axis and the current soil surface and the tree age. The latter is determined by counting the growth rings of the roots (Schulman, 1945). This technique was used by Eardley and Viavant (1967) and Dunne et al. (1978) a few years later. A new contribution to the method was made by Carrara and Carroll (1979) using reaction wood produced when the root gets exposed as a marker for determining the erosion rate from the time of exposure. Recent studies include those carried out by Bodoque et al. (2005), Corona et al. (2011), Lopez Saez et al. (2011) and Ballesteros-Cánovas et al. (2013). A revision of dendrogeomorphological techniques in soil erosion research, highlighting the possibilities and the problems of the method, was presented by Stoffel et al. (2013).

As described above, root exposure and ¹³⁷Cs methods offer various advantages over others. However, studies comparing both methods do not exist according to our knowledge. Furthermore, soil erosion rates determined with ¹³⁷Cs have scarcely been compared with those estimated using other methods, such as the Revised Universal Soil Loss Equation or basin sediment yield (Busacca et al., 1993; Mabit et al., 2014).

The objectives of this study are: (i) To estimate historical soil loss rates using ¹³⁷Cs and REM in three hillsides, representative of Mediterranean dehesas; (ii) To compare the results obtained with both methods; and (iii) To interpret the erosion rates obtained in this

study. In order to do so, three hillsides were selected in Mediterranean dehesas in Cáceres (Spain), and erosion rates were estimated by both methodologies. In the case of ¹³⁷Cs, a reference area was also selected in the vicinities of the study areas with similar environmental characteristics, but without any agricultural activity during the last two centuries.

6.2. Materials and methods

6.2.1. Description of the study areas

The present study was carried out on two farms (Buitrera and Parapuños), located in the province of Cáceres (Spain) (see Figure 26), which are representative of a land use system called dehesa. It occupies more than three million hectares in the Southwest of the Iberian Peninsula and is characterized by grazed grasslands with a disperse tree cover (Plieninger, 2006). The two farms have been subject to land degradation studies in previous works (Pulido-Fernández et al., 2013; Schnabel et al., 2013) and were selected from several farms based on criteria of environmental similarity and distance. Research on soil erosion has been carried out previously in dehesas, demonstrating the dominance of sheetflow erosion along hillslopes, while gully erosion is observed in upland valley bottoms (Gómez Gutiérrez et al., 2009; Schnabel et al., 2010). Rill erosion is less common in dehesas, except where land was plowed for cultivation or shrub clearing (Schnabel et al., 2013). In the present study measurements were carried out on hillslopes where only signs of sheetwash have been observed. Furthermore, mean erosion rates determined in a similar environment reported fairly low erosion rates (Schnabel et al., 2013). However, the existence of shallow soils with a very thin Ah horizon suggests high past erosion rates. Measurements were carried out along three hillsides, two in Buitrera (B1, B2) and one in Parapuños (P), representative of each farm with respect to vegetation, topography and land use. The study areas form part of an extensive erosion surface developed in Ediacarean shales and greywackes.

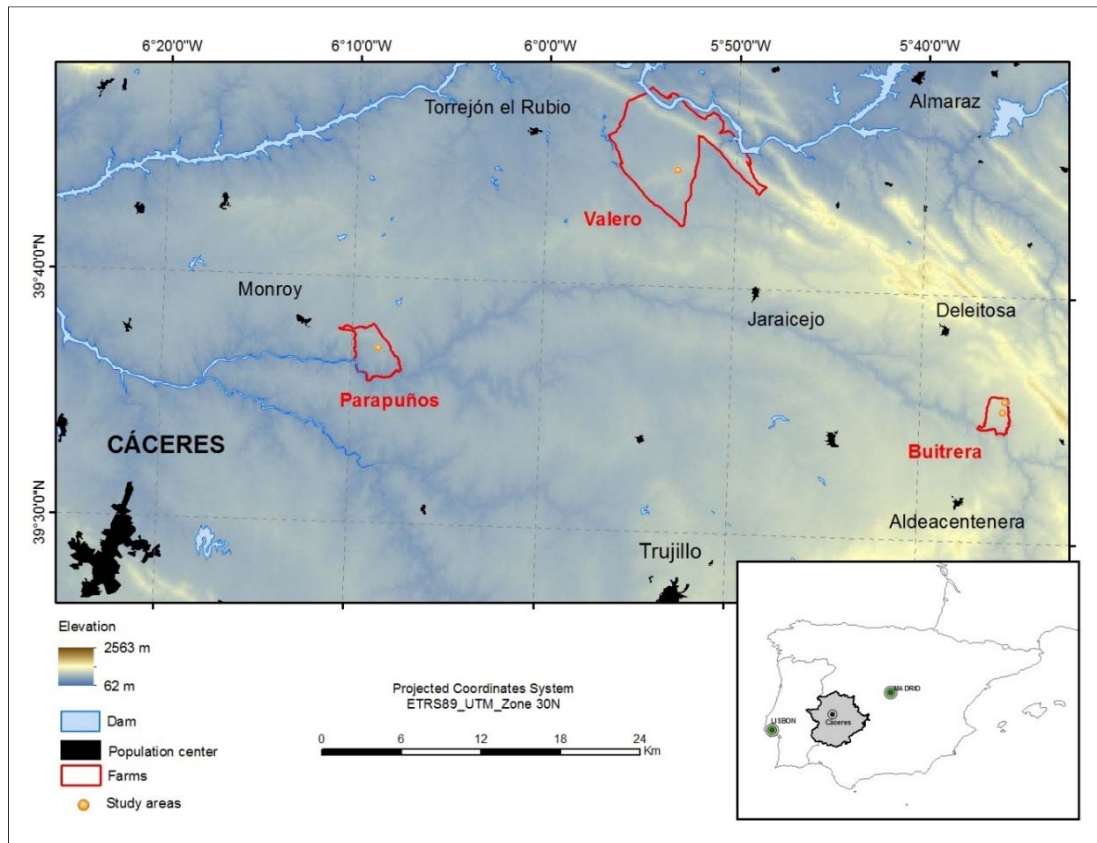


Figure 26. Location of the study areas: Buitrera (B1 and B2), Parapuños (P), and reference area Valero (V).

The selection of the reference area is a key factor in the estimation of the erosion rates, using ^{137}Cs . It must be a flat uneroded area, without agricultural use and the annual rainfall must be similar to those of the study. As a reference site for the radiocaesium method, an area belonging to the dehesa Valero (V) was selected. This area is a flat surface and it has only been used for hunting, without cultivation and domestic animal grazing, for at least 200 years, according to the owner of the farm. An examination of aerial photographs from 1957 also shows dense vegetation cover. It is therefore supposed that vegetation cover has been dense during the last two centuries and, together with the flat topography, suggests that soil erosion rates are close to nil. Figure 27 presents an aerial photograph of the sampling area of V from the year 2012. Soils in V are developed on weathered slates. The distances between the reference site V and the study areas P and B amount to 27 km and 31 km, respectively. These distances are considered as acceptable, considering that the main source of anthropogenic radionuclides in this area of Spain was global fallout. Moreover, a previous study reported a map with a surface distribution of ^{137}Cs in soils of the province of Cáceres

(Baeza et al., 1993), showing a homogeneous distribution in the area englobing the reference and study sites.

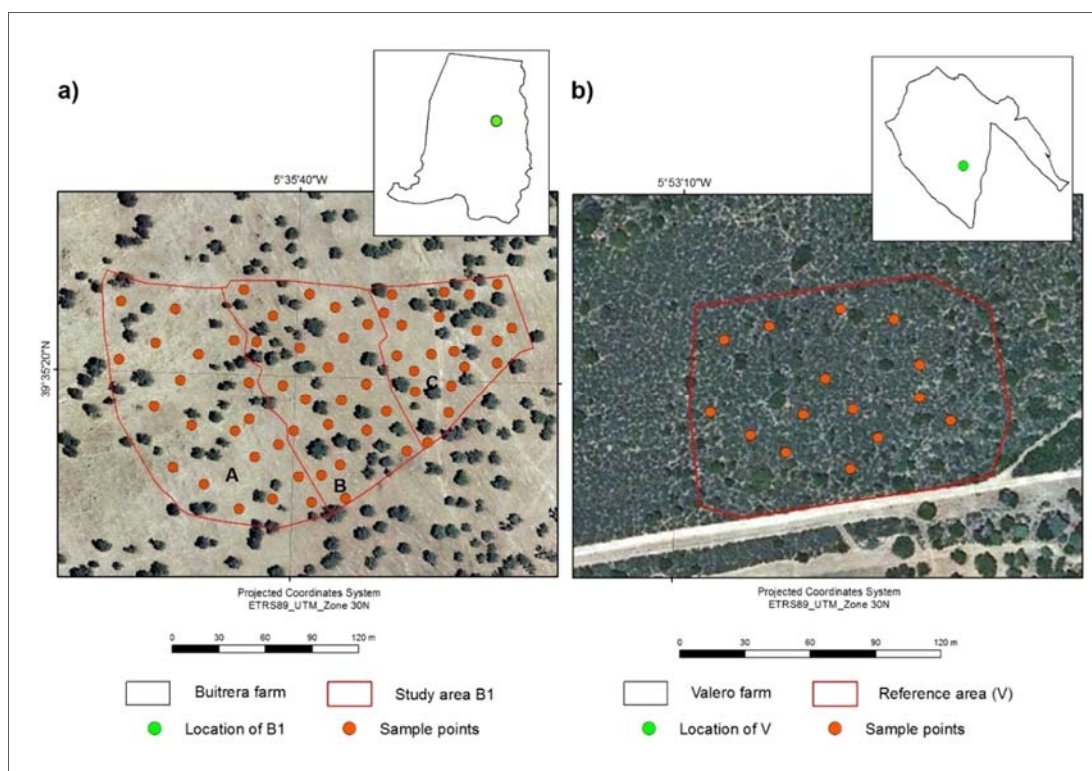


Figure 27. Aerial photograph, with the location of soil sampling points, of **a)** hillside B1 in Buitrera and its slope sections A, B and C; and **b)** Valero reference area. The small map shows the location of the hillside within the farms.

Topography and climate characteristics of reference and study areas are very similar. The mean altitudes are: 523 masl in Buitrera, 396 masl in Parapuños and 450 masl in the case of Valero. Climate is dry sub-humid (Csa in Köppen classification), with an annual average temperature of 16 °C. Annual rainfall amounts to 550 mm in Buitrera and Valero (Ninyerola et al., 2005), being slightly lower in Parapuños (515 mm) (12 years dataset from own climate station, coinciding with Ninyerola et al., 2005). Spatial variation of annual rainfall is small in distances of 20 - 30 km, given that topography and altitude are similar, as is the case with our study areas (García Marín et al., 2012). Serving as an example, the difference between mean annual rainfall (12 years) of Parapuños and the meteorological station in the city of Cáceres amounts to 13.4 mm, with the distance being 24 km. The Pearson coefficient of correlation R (Baeza et al., 1993) between the two datasets is 0.94.

Baeza et al. (1993) reported a slight correlation of radiocaesium deposition with altitude and rainfall in the same area (province of Cáceres). Using these correlations, a similar radiocaesium deposition can be assessed for the sampling areas.

The main current land use of the study areas is livestock rearing and forestry. Along history, important changes in the activity of the farms have been registered, especially since the second half of the 20th century. In Buitrera, cultivation was abandoned approximately in 1960 and in Parapuños in 1980. The stocking density, in the case of Buitrera, has increased from 0.29 cattle equivalent animal unit per hectare (AU ha⁻¹) in 1945 to 1.57 AU ha⁻¹ in 2012 and in the case of Parapuños, the stocking density has been reduced slightly for the same period time (0.33 AU ha⁻¹ to 0.27 AU ha⁻¹).

The studied hillsides in Buitrera, B1 (Figure 27) and B2, were divided into sections depending on slope gradient. Table 13 lists general characteristics of the reference and study areas, and Table 14 the soil parameters for each one. The hillside in Parapuños, having a fairly uniform slope gradient, with 70% of its surface area lower than 7%, was not subdivided. All three selected hillsides have similar mean slope gradients and very shallow soils (see Table 14). In B2 tree density is higher, probably related to greater tree regeneration, because mean tree age is lower (84.8 years) than in B1 and P, 130.8 years and 146.0 years, respectively. Hillside soil presented similar profiles: a surface horizon (Ah) of approximately 3 cm, a subsoil (Bw) of about 15 cm and the hard bedrock (R), weathered in some cases. The texture is silty loam and bulk density and pH are similar. The organic matter content is low, especially in B1. In contrast, soil profiles in Valero, reference area, are deeper: an Ah horizon of about 9 cm, a Bw horizon of approximately 10 cm, a 7 cm layer of rock fragments and a C horizon (N 20 cm) of highly weathered slates. The texture is sandy loam and bulk density and pH are similar to the other hillsides. Organic matter content (3.5%) is higher than the study sites. Clay content, which is the determinant texture for ¹³⁷Cs accumulation, is similar in the four areas sampled, ranging from 7.2 to 12.2%. It should be pointed out that the similarity of the physical and chemical soil properties, as well as the climatic conditions of Valero, as compared to the study sites, allows its use as a reference area. It should be taken into account that eroded soils, particularly those affected by sheet wash, may not have the same soil properties as a non-eroded soil. This explains the greater soil depth and the higher organic matter content of the reference site when compared with the study areas.

Table 13. Characteristics of the study areas: surface area, slope gradient, length and tree density. Buitrera = B1 and B2; Parapuños = P; Valero = V (reference). Total/average values in bold.

Hillside	Study area	Surface (m²)	Slope (%)	Length (m)	Tree density (tree ha⁻¹)
B1	A	14,023	3.3	92	34.4
	B	11,143	10.6	81	45.6
	C	7,205	13.5	94	34.3
	Total/Average	32,371	7.9	267	29.8
B2	A	7,199	9.1	89	51.4
	B	8,902	10.4	123	64.4
	Total/Average	16,101	10.2	212	58.4
P	Total/Average	16,022	5.7	164	22.5
V	Total/Average	10,200	2.2	99	---

Table 14. Soil properties of the study areas: soil depth (*in open areas), soil texture, stoniness, bulk density, organic matter content, and pH. Buitrera = B1 and B2; Parapuños = P; Valero = V (reference). ND: not determined. Total/average values in bold.

Hillside	Study area	Soil depth (cm)*	Soil texture (%)			Stoniness (%)	Bulk density (g·cm ⁻³)	Organic matter (%)	pH
			Clay	Silt	Sand				
B1	A	15.7	10.1	58.5	31.5	26.4	1.56	0.92	5.2
	B	16.6	10.2	53.7	36.1	29.1	1.56	0.92	ND
	C	14.0	10.7	49.7	39.6	28.6	1.56	0.92	ND
	Total/Average	15.1	10.3	53.9	35.7	28.0	1.56	0.92	
B2	A	20.8	11.3	47.4	41.3	25.9	1.59	1.14	5.1
	B	17.5	9.6	41.3	49.2	30.0	1.59	1.14	ND
	Total/Average	19.2	10.4	44.4	45.2	27.9	1.59	1.14	
P	Total/Average	18.0	12.2	61.2	26.7	29.9	1.54	1.44	5.5
V	Total/Average	50.0	7.2	28.0	64.8	38.8	1.34	3.50	5.7

6.2.2. Soil sampling

At each study site (i.e. slope sections B1A, B1B, B1C, B2A, B2B, P and V), soil samples were taken with an auger (Eijkelkamp) in depth intervals of 5 cm in autumn 2014. A total of 20 soil profiles were extracted randomly at each study site and each layer was mixed. As an example, Figure 27 shows the sampling points on the Buitrera1 hillside and in the Valero reference site. No regular grid sampling design was applied because of the presence of trees and no samples were taken below tree crowns, thus avoiding the possible interference of canopy interception of ^{137}Cs (Rafferty et al., 2000; Bossew and Strebl, 2001). Composite samples for each depth interval and area were produced by mixing homogeneously. This also reduced the spatial variability associated with the determination of ^{137}Cs inventory of point soil profiles reported in previous works (Sutherland, 1994). In each area, the soil profiles were described morphologically, demonstrating that depths varied little, being related with variations of the weathering front of bedrock. No signs of sediment deposition were observed when examining soil profiles morphologically. Both of these facts

justify the use of composite soil profile for each area. Grain size analysis was carried out by determining the coarse fraction by sieving, and the fine fraction by using a laser particle analyser (Beckman coulter) applying the USDA classification (USDA, 2004). Bulk density was determined using metal cylinders of known volume (98.17 cm³) following the method of Coile (1936), taking 3 to 5 replicate samples of each depth interval. Organic matter content was also analyzed using standard laboratory methods.

6.2.3. Determination of radionuclides by γ -spectrometry

Composite soil samples from each area were dried at 100 °C for 24 h, and then sieved through a 2 mm pore sieve. Samples were grinded and homogenized in a ball mill. Soil samples were encapsulated in 112 cm³ Petri dishes. After approximately 21 days to assure secular equilibrium, the γ -spectrometric analysis was carried out using a germanium p-type detector with a 45% relative efficiency, a 1.86 keV resolution for the 1332 keV ⁶⁰Co peak. The radionuclides systematically analyzed in the soil samples were ¹³⁷Cs, and naturally occurring ⁴⁰K, ²²⁶Ra (in equilibrium with ²¹⁴Bi and ²¹⁴Pb), and ²³²Th (in equilibrium with ²²⁸Ac). The overall quality control of these radiochemical procedures is guaranteed by the accreditation of the laboratory to carry out radioactivity assays in environmental samples according to UNE-EN ISO/IEC 17025 (ISO, 2010). Reference materials provided by the IAEA were used to verify the quality of the measures – IAEA 385 and IAEA Soil 6 – systematically obtaining activity levels within the recommended intervals.

6.2.4. Estimation of erosion rate by ¹³⁷Cs method

The estimation of erosion rates was based on the profile depth distribution model, in which the ¹³⁷Cs depth profile for non-cultivated soil is given by Eq. (1) (Walling and Quine, 1993).

$$I(z) = I_{\infty}(1 - e^{-z/h_0}) \quad (1)$$

where $I(z)$ is the total ¹³⁷Cs deposited to depth z , expressed in Bq/m²; I_{∞} is the total inventory of ¹³⁷Cs, expressed in Bq/m²; h_0 is the coefficient describing the depth profile, expressed in kg/m²; and z is the mass depth coefficient, expressed in kg/m². Another parameter often used in soils is the relaxation coefficient, β , which is equivalent to h_0 and a

common parameter to describe ^{137}Cs depth profiles and differences between disturbed and undisturbed soils (ICRU, 1994).

In the selected areas, the main deposition event of anthropogenic radionuclides was the global fall out, with the Chernobyl contribution being negligible (Ferrero et al., 1987). Global fallout occurred as a consequence of the atmospheric nuclear weapon tests carried out in the 1950–60s. The maximum number of tests occurred in 1963, with the ^{137}Cs deposition reaching its maximum (UNSCEAR, 2000). Assuming, as a simplification, that the depth distribution of ^{137}Cs in the soil profile is independent of time, the erosion rate was estimated by the following equation (Walling and He, 1999):

$$Y = \frac{10}{(t-1963)} \cdot h_0 \ln\left(1 - \frac{X}{100}\right) \quad (2)$$

where Y is the annual erosion rate, expressed in $\text{t ha}^{-1} \text{y}^{-1}$; t is the year of sample collection; X is the percentage of loss/gain of ^{137}Cs regarding a reference site; h_0 is the coefficient describing the depth profile, expressed in kg/m^2 . This erosion rate is estimated regarding a reference site, which must have similar characteristics and climate to the studied areas, but uneroded.

6.2.5. Estimation of erosion rates by botanical evidences: exposed roots method

Soil erosion rates of open areas (i.e. not below tree canopy) were obtained using a non-invasive methodology based on exposed tree roots (Rubio-Delgado et al., 2014). Holm oak roots develop below the soil surface and their exposure is a sign of soil loss. Exposed roots, or partially exposed roots, are an indicator of the past soil surface, so that its difference with respect to the present soil surface permits the determination of the lost soil layer. As a way of example, a scheme of this method is shown in Figure 28. The knowledge of the age of the tree allows an estimation of the soil erosion rate. Soil loss was estimated overlying two surfaces: the past surface, which indicates the height where the soil was in the moment of tree germination, and the current surface. The inflection point of the tree, i.e. the point where the trunk becomes root, was considered as the past surface because it is easy to recognize, both in field and on the laser images used (Valmore and LaMarche, 1968). However, this point is displaced vertically upwards because of basal wood growth, so it was

necessary to apply a correction to avoid overestimation of the soil erosion rates (Rubio-Delgado et al., 2016).

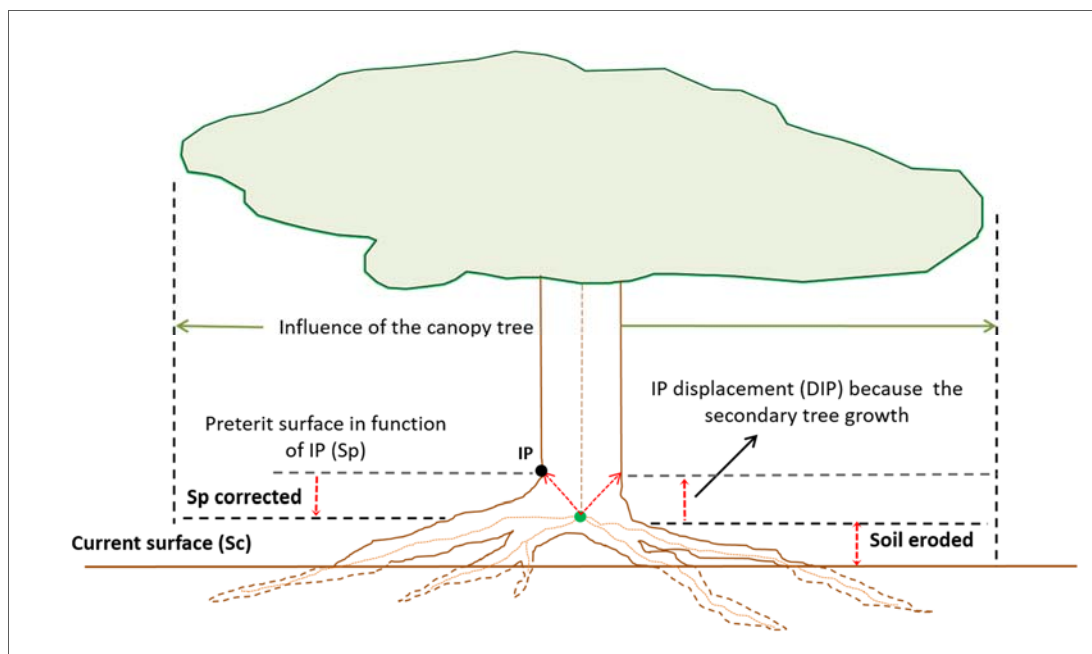


Figure 28. Scheme illustrating the exposed root method for estimation of erosion rates. IP: inflection point.

A terrestrial laser scanner, TLS, (Leica C10) was used to generate high resolution digital elevation models (DEM) of the areas surrounding the trees (pixel of 10 cm), i.e. representing the current soil surface. The past surface surrounding the trees was generated using the DEMs with the corrected height of the inflection point. Finally, the difference between both surfaces was calculated in the extremes of the models to avoid the influence of tree canopies (two meters from the canopy projection over the soil). The TLS measurement error was ± 6.0 mm and the interpolation method error to generate the DEMs was ± 8.5 mm. Tree ages were determined using the model developed by Montero et al. (2008) for holm oaks under similar environmental conditions as those of the study areas. This model is based on the relationship between stem diameter at breast height and tree age. The root mean square error of the model was ± 8.0 years. The sum of the errors mentioned above for estimating the erosion rates amounts to $\pm 3.0 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ (8.7%). In this way, average soil erosion rates ($\text{t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) were estimated for open areas at each tree site by the following equation:

$$ET = \frac{(H_{Sp} - H_{Sc})}{Age} * BD * 10000 \quad (3)$$

where ET is the annual soil erosion rate below tree canopy, expressed in $\text{t ha}^{-1} \text{y}^{-1}$; H_{Sp} is the height of the past surface corrected (m); H_{Sc} is the height of the current surface (m); Age is the age of the tree expressed in years and BD is soil bulk density (g cm^{-3}).

Finally, in order to be able to compare with ^{137}Cs , average erosion rates were calculated for sites where trees are b 90 years old ($n = 61$). This age interval was selected because there are only very few trees in the study areas with ages of b 50 years (only 4 trees).

6.3. Results and discussion

6.3.1. Radionuclide content in the reference area (Valero)

The ^{137}Cs total inventory in the reference and study areas was found to be similar to those reported in a previous work (Baeza et al., 1993). Figure 29 shows the depth profile of ^{137}Cs and naturally occurring radionuclides (^{40}K , ^{226}Ra and ^{232}Th) in the Valero reference area. The ^{137}Cs depth profile describes an exponential decrease, which is characteristic of unaltered soils. The relaxation coefficient, β or h_0 , is $(9 \pm 1) \text{ g/cm}^2$ (see Table 16), which is within the range $(8-19) \text{ g/cm}^2$ for unaltered soils in fields in which no recent ^{137}Cs deposition occurred ($> 15 \text{ y}$) (ICRU, 1994; UNSCEAR2000). The ^{137}Cs inventory was within the range $1200-2700 \text{ Bq/m}^2$ reported for other locations in the same latitude and similar climate (UNSCEAR, 2000; Estrany et al., 2010), and within the range $780-2900 \text{ Bq/m}^2$ (decay corrected to 2015) reported for uncultivated soil depth profiles (0–19 cm) in the province of Cáceres (Baeza et al., 1993).

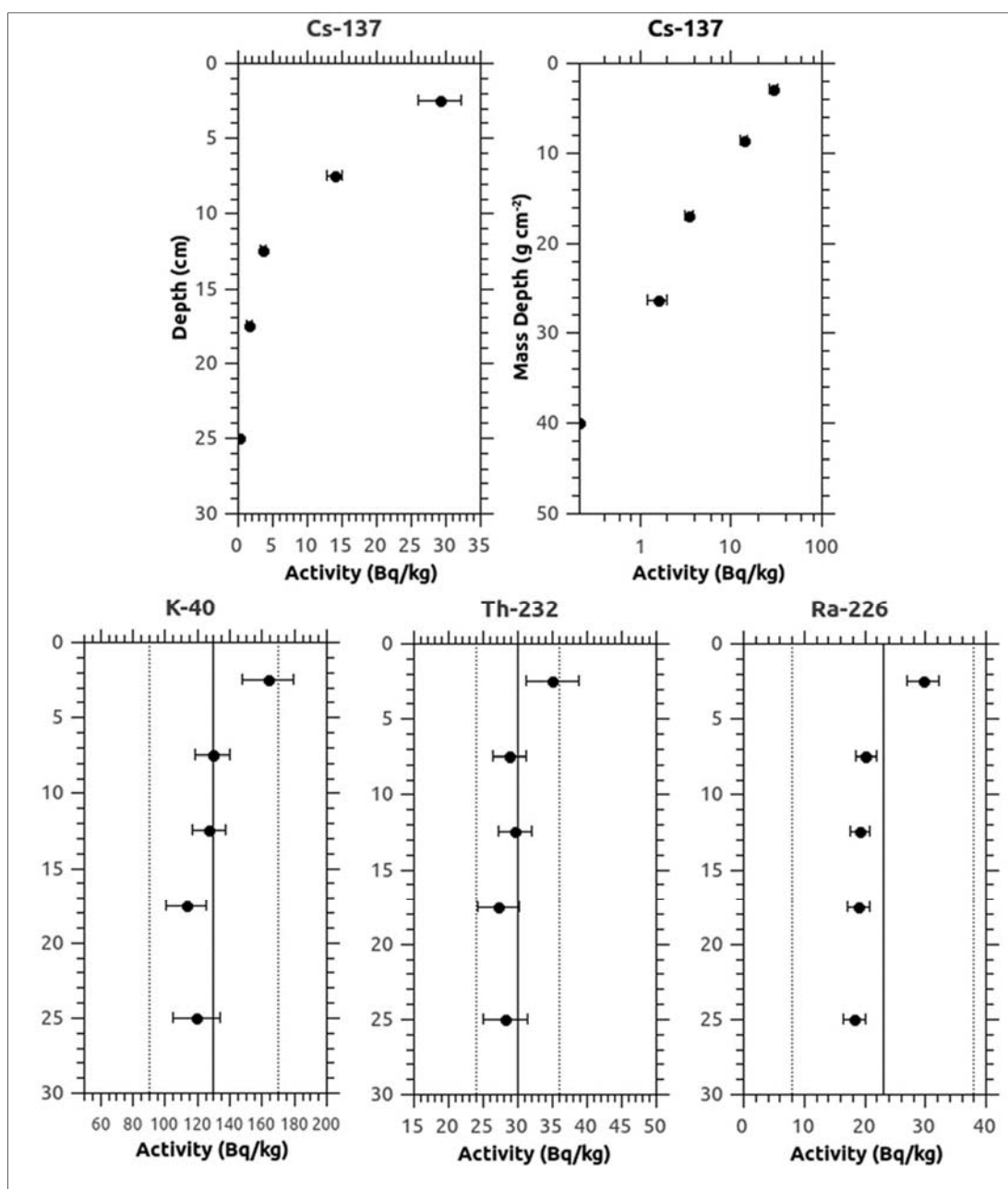


Figure 29. Depth profile of ^{137}Cs , in Bq/kg and massdepth units, and ^{40}K , ^{226}Ra , and ^{232}Th in Valero reference area, expressed in Bq/kg. Solid line: mean value of activity levels for naturally occurring radionuclides. Dot line: 2 S.D. for the same radionuclides.

Table 15 shows that the concentration of ^{40}K , ^{226}Ra , and ^{232}Th is homogeneous along the depth profile, indicating a homogenous mineral composition in it (Fujiyosi and Sawamura, 2004). In the upper soil layer (0–5 cm), a slightly higher content was observed, probably related to its higher organic matter content and root uptake of nutrients (van Bergeijk et al., 1992; Fujiyosi and Sawamura, 2004). These activity levels were within the

range reported previously for soils from the whole province of Cáceres: 13–165, 7–204, and 48–1586 Bq/kg for ^{226}Ra , ^{232}Th , and ^{40}K respectively (Baeza et al., 1992).

Table 15. Mean value and standard deviation of naturally occurring radionuclides (^{40}K , ^{226}Ra , and ^{232}Th) in the study areas, expressed in Bq/kg.

Hillside	Study area	^{40}K (Bq/kg)	^{226}Ra (Bq/kg)	^{232}Th (Bq/kg)
B1	A	600 ± 150	38 ± 5	49 ± 5
	B	630 ± 100	38 ± 8	41 ± 5
	C	700 ± 150	40 ± 6	42 ± 5
B2	A	650 ± 110	34 ± 4	46 ± 4
	B	620 ± 110	29 ± 4	38 ± 2
P	P	660 ± 80	23 ± 4	33 ± 4
V	V	130 ± 20	23 ± 8	30 ± 3

The main source of anthropogenic radionuclides in this area of Spain was global fallout. Differences in soil texture and organic matter content may also influence the ^{137}Cs accumulation in soil. However, clay content is a key factor in radiocaesium binding to soil particles (Ohnuki, 1994). Clay fractions of about 6% were reported to be sufficient for fixing the amount of ^{137}Cs present in soil (Forsberg et al., 2001). The reference and study areas presented higher clay fractions (see Table 14). van Bergeijk et al. (1992) also reported that an increase of radiocaesium transfer was observed in soils containing about 20–50% organic matter, compared with those of low organic matter content (b 5%). The organic content of all soils can be considered as very low, in the range of 0.9–3.5%. Therefore, we do not consider it as being a major factor influencing the ^{137}Cs accumulation in those areas. Pasture may also have a significant influence on the radiocaesium distribution in soils. We have estimated its influence using previously reported data from a Mediterranean grazing-land located in the vicinities of the reference and study area (Baeza et al., 2001). In this ecosystem, the aggregated transfer factor, T_{agg} (see Eq. (4)) for ^{137}Cs was $(1.1 \pm 0.7) \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{kg}$, and the annual aerial biomass production for ungrazed pasture was 0.422 kg/m^2 . Therefore, the percentage of ^{137}Cs uptaken by the pasture for a given time can be estimated by Eq. (5).

$$T_{agg}({}^{137}\text{Cs}) \left(\frac{\text{m}^2}{\text{kg}} \right) = \frac{\frac{\text{Bq}}{\text{kg}} \text{ plant}}{\frac{\text{Bq}}{\text{m}^2} \text{ deposited on soil}} \quad (4)$$

$${}^{137}\text{Cs pasture} (\%) = \frac{T_{agg} \left(\frac{\text{m}^2}{\text{kg}} \right) * \text{Deposition} \left(\frac{\text{Bq}}{\text{m}^2} \right) * \text{Biomass} \left(\frac{\text{kg}}{\text{m}^2 \cdot \text{y}} \right) * \Delta t(\text{y})}{\text{Deposition} \left(\frac{\text{Bq}}{\text{m}^2} \right)} \cdot 100 \quad (5)$$

where T_{agg} and the biomass production were those reported above; the ^{137}Cs deposition was that of the reference site, $2790 \pm 50 \text{ Bq/m}^2$, and Δt was the time elapsed since the deposition, around 50 y. The percentage of the radiocaesium total inventory deposited on soil that was accumulated by pasture was 2.3% for this period of time. It should be noted that this is a very conservative estimation, since no radionuclide cycling in the ecosystems was considered. So, this value can be considered as an upper limit. The amount of radiocaesium accumulated by pasture in the reference area can be considered as negligible compared to the radiocaesium pool in soil. Baeza et al. (2001) also evaluated the percentage of radiocaesium loss due to grazing and parching, (0.14 ± 0.07) and $(0.32 \pm 0.14) \text{ Bq/m}^2 \text{ y}^{-1}$, respectively. When considering the same elapsed time, 50 years, the radiocaesium loss due to grazing and parching (0.25 and 0.57%) can also be considered as negligible.

6.3.2. Estimation of erosion rates

6.3.2.1. ^{137}Cs method

The depth profiles of the study areas are shown in Figure 30, and Table 16 lists the ^{137}Cs inventory and coefficient h_0 derived from Eqs. (1) and (2) respectively. These profiles vary from the exponential decrease shape observed for the Valero reference area, with the h_0 coefficient for Buitrera and Parapuños being higher than that of the Valero reference area. This implied alteration of these soils. The ^{137}Cs inventories of the study areas are (14–23) % lower than that of the Valero reference area, evidence that erosion occurred at those areas. Erosion rates were estimated using Eq. (3) and also listed in Table 16. These rates were in the range $20.9\text{--}38.1 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, similar to those reported in Mediterranean ecosystems in Italy, Greece and Spain, within the range $18\text{--}29 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ (Porto et al., 2001; Theocharopoulos et al., 2003; Estrany et al., 2010).

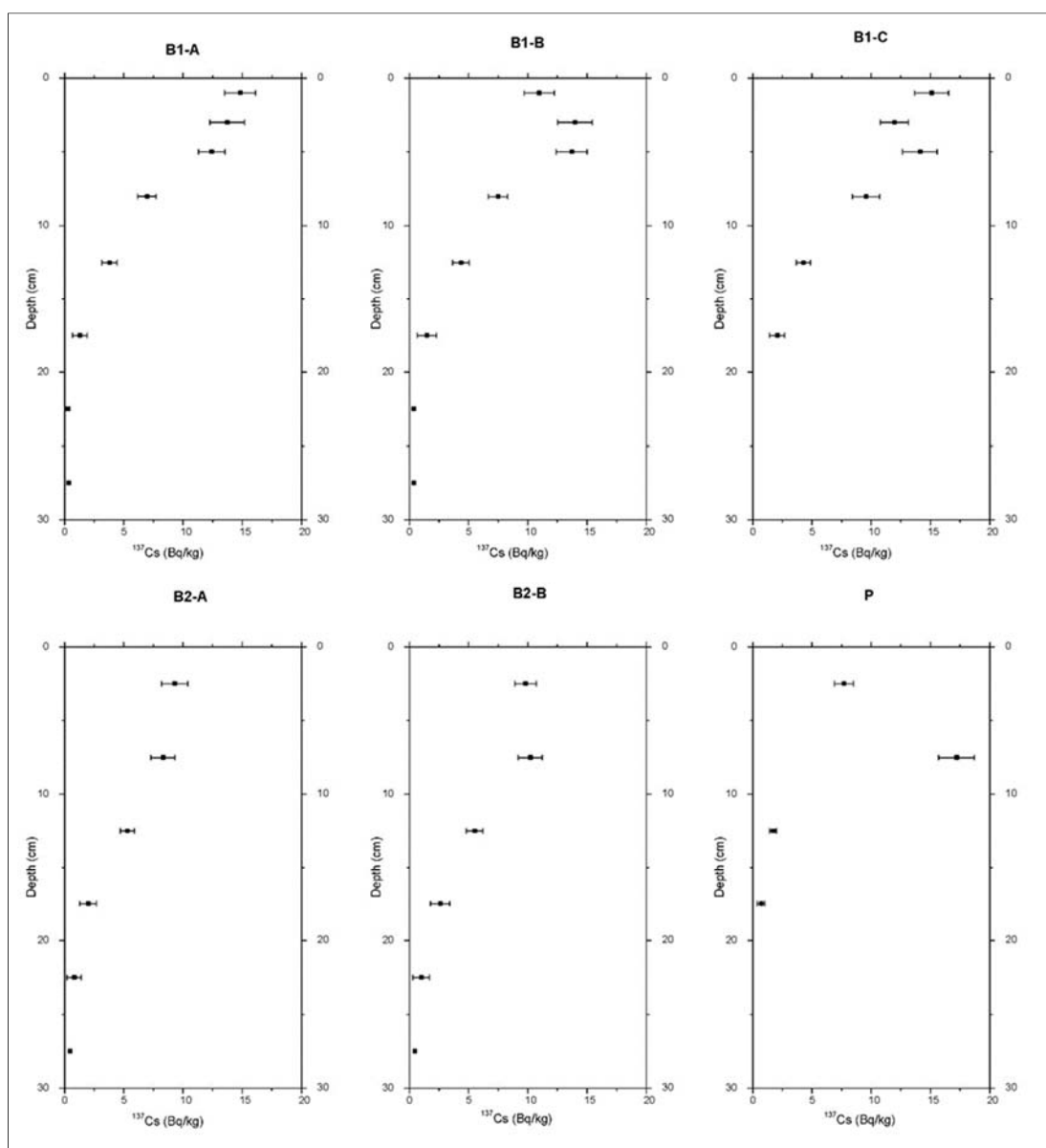


Figure 30. Depth profiles of ^{137}Cs , expressed in Bq/kg, in the different study areas: Buitrera 1 (B1-A, B1-B, B1-C), Buitrera 2 (B2-A, B2-B) and Parapuños (P).

6.3.2.2. Root exposure method

Table 16 also presents the erosion rates estimated by REM in the different study areas. The mean value of this parameter was within the range $22\text{--}34 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, which was also similar to that reported for other Mediterranean ecosystems. However, the range for individual trees is wider, $2.1\text{--}65.2 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$. These values correspond to a total number of 61 tree sites with ages spanning from 50 to 90 years and an average of 71 years. No relationship exists between tree ages and erosion rates, due to the high spatial variation at

the hillsides, i.e. trees of similar age presented large differences of erosion rates. It also has to be taken into account that the age interval of the trees is narrow. No relationship between tree ages and erosion rates can thus be interpreted as the latter being unchanged during the study period. The high observed spatial variation of soil loss rates could be due to local factors like the position of the trees on the hillside, microtopography, soil cover or soil properties. Furthermore, part of the spatial variation may also be related to measurement errors, which amounts to $\pm 3.0 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, as explained in Section 2.4.

Table 16. Total ^{137}Cs inventory, expressed in Bq m^{-2} , and soil erosion rates estimated using the ^{137}Cs method and the exposed root method, expressed in $\text{t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$; h_0 expressed in g/cm^2 ; N is the number of trees used, mean value, standard deviation and range of erosion rates estimated using exposed roots method.

Hillside	Study site	^{137}Cs method			Exposed root method		
		^{137}Cs Inventory (Bq m^{-2})	h_0 (g/cm^2)	Erosion rate ($\text{t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$)	n	Erosion rate ($\text{t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$)	Range ($\text{t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$)
B1	A	2170 ± 30	13.1 ± 1.8	27.5 ± 0.2	14	33 ± 15	7.2 – 55.9
	B	2250 ± 40	16 ± 5	27.6 ± 0.3	11	28 ± 9	12.3 – 42.3
	C	2408 ± 23	17 ± 4	20.9 ± 0.3	*	---	---
B2	A	2368 ± 17	18 ± 4	22.3 ± 0.3	17	22 ± 14	2.1 – 57.1
	B	2084 ± 32	19 ± 5	38.1 ± 0.3	13	34 ± 24	2.1 – 101.1
P	P	2217 ± 330	21 ± 3	26.7 ± 0.5	6	28 ± 29	2.1 – 65.2
V	V	2790 ± 50	9 ± 1	---	---	---	---

Soil erosion rates obtained using REM were similar to those reported for other Mediterranean ecosystems. Bodoque et al. (2005) carried out research using exposed roots in areas with similar environmental conditions obtaining erosion rates ranging from 19 to 31 $\text{t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ and Porto et al. (2014) used ^{137}Cs yielding comparable soil erosion rates to those achieved in the present study with 6.4–30.0 $\text{t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$.

6.3.2.3. Comparison of the erosion rates obtained by the two methods

The two methods for estimating erosion rates yielded similar results. The mean value of the ratio between the mean values of the estimations of erosion rates produced by REM and the one based on ^{137}Cs is 1.02 ± 0.11 (S.D.) within the range 0.89–1.2. The ^{137}Cs erosion rate should be interpreted as an average value for the whole area for the period between the global fallout (maximum occurred in 1963) and the sample collection, about 50 years. On the other hand, in the exposed root method the erosion rate is calculated individually for each tree with ages ranging from 50 to 89 years in the area. However, when mean values were considered for an area, they are similar to those reported by the radiocaesium method. The similarities between the erosion rates determined by these methods suggest that erosion processes did not change considerably in almost a century.

Soil erosion rates were higher than those reported previously by Schnabel et al. (2013) for a similar dehesa with a mean of $0.63 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$. However, the methods used were different to those in the present research. Sheet wash was monitored in open plots during approximately 6 years (Schnabel et al., 2010). Furthermore, in our study areas livestock density has been higher and both areas had been subject to cultivation during several decades (see Introduction). Soil loss rates like the ones presented here are much higher than a tolerance value of $0.20 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ (Kirkby, 1980) and are reported to be more typical in areas where rill erosion also occurs (Boardman, 2006). In dehesas, this type of erosion has only been observed where soils are tilled, either for cultivation or shrub clearing (Schnabel et al., 2010) and soil losses of $100 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ were reported as a result of rilling, caused by one exceptional rainstorm (Schnabel et al., 2001). It could thus be argued that the high erosion rates estimated in Buitrera and Parapuños were caused by excessive land use pressure, with cultivation in the past and high stocking density since its abandonment. Both farms presented similar land use changes during the study period, justifying comparable soil erosion rates.

6.4. Conclusions

Erosion is a major environmental threat, affecting the different uses of soil and also its productivity. Therefore, the determination of erosion rates is crucial, especially in Mediterranean areas. There are multiple methods to estimate this parameter, some of them being recently criticized. In this work, two of them, ^{137}Cs and exposed roots were compared

in a typical Mediterranean ecosystem, a dehesa. Thus, one of the main contributions of the present study is to provide an experimental comparison of ¹³⁷Cs method with other methodologies to assess erosion rates, which was carried out previously using only USLE and RUSLE models and sediment production of small river basins. Three hillsides in two dehesas with evident erosion signs were selected: Buitrera 1 and 2, and Parapuños. For the ¹³⁷Cs technique, the reference site (Valero) was thoroughly revised, being an undisturbed area ($h_0 = 9 \pm 1$ g/cm²), with a total inventory of ¹³⁷Cs 2790 ± 50 Bq/m². In the study areas, the radiocaesium depth profile deviated from the exponential decrease shape, typical of undisturbed areas. The total radiocaesium inventory in these areas was 14–23% lower than the reference area, and their erosion rates were in the range $20.9\text{--}38.1$ t ha⁻¹ y⁻¹, similar to those reported in Mediterranean ecosystems. Exposed root technique is based on the determination of the volume of soil eroded, using DEM and botanical evidences in tree roots. The mean value for the study areas was in the range $22\text{--}34$ t ha⁻¹ y⁻¹. The erosion rates determined by ¹³⁷Cs or by exposed roots technique in each study site were similar. The ratio between the mean value from exposed root and ¹³⁷Cs erosion rates was 1.02 ± 0.11 (S.D.) within the range 0.89–1.2. Both methods report approximately the same erosion rate when mean values of the study area were considered. As the elapsed time in which these erosion rates were estimated was different in each method, about 50 and 90 y for ¹³⁷Cs and exposed root respectively, the fact that the erosion rates were similar suggested that no significant change in erosion processes had occurred in these areas. Erosion rates were high and are presumably related with intense land use at present and, particularly, in the past. Accumulated soil losses could be responsible for the differences found between the soil profiles in the study areas and in the reference site, the latter with a deeper soil, well developed Ah horizon and consequently a higher organic matter content. Further research needs to be carried out to explain the high spatial variation of estimated erosion rates along the hillsides.

Acknowledgement

This work was funded by the Spanish Ministry of Science and Innovation, project Integrated Analysis and Modeling of Dehesas: Land Use and Management Changes and Consequences for the Sustainability of the System (CLG2011-23361). We are also thankful to the financial support granted to the LARUEX research group (FQM001) from Consejería

de Educación y Empleo de la Junta de Extremadura, and a scholarship (FPI) funded by the Junta de Extremadura (PD12051) and co-financed by the European social Fund.

CAPÍTULO 7

TEMPORAL AND SPATIAL VARIATION OF SOIL EROSION IN WOODED RANGELANDS OF SOUTHWEST SPAIN



Ganado pastando en una de las laderas de Buitrera de Villavieja (Deleitosa)

CAPÍTULO 7. TEMPORAL AND SPATIAL VARIATION OF SOIL EROSION IN WOODED RANGELANDS OF SOUTHWEST SPAIN

Rubio-Delgado, J., Schnabel, S., Gómez-Gutiérrez, Á., Lavado-Contador, J.F., (en revisión). Temporal and spatial variation of soil erosion in wooded rangelands of southwest Spain. *Earth Surface Processes and Landforms*.

Abstract

Land use changes are common in Mediterranean areas and are reported of having produced changes in the intensity of soil erosion. Dehesas are rangelands with a disperse tree cover, widespread in the southwestern part of the Iberian Peninsula and similar ecosystems are also common in other areas with Mediterranean type climate. The goal of the present study is to analyze temporal and spatial variations of soil erosion rates which were determined using botanical evidences (inflection point of holm oaks) along three hillsides representative of dehesas, located in two farms (Buitrera and Parapuños) in southwest Spain. To understand the temporal variation, historical soil erosion rates were related with land use-management changes that took place during the last centuries. Results indicate very low erosion rates prior to the 18th century, followed by an increase of soil loss rates, with $7.4 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ in Buitrera during the period 1831-1897. Data point to a further increase during the 20th century, reaching a mean erosion rate of $29.1 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ in Buitrera (1898-2014) and $18.5 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ in Parapuños (1881-2014). The increases of erosion rates were presumably related with an intensification of land use, such as cultivation and excessive stocking rates of domestic animals. Regarding spatial variation, the relation of topographic variables (e.g. slope, flow accumulation, stream power index) and vegetation cover on the dispersion of soil erosion rates was analysed, indicating the positive effect of bare surfaces and the erosive power of runoff along the hillsides ($R^2 = 0.76$). However local variability of erosion rates (at individual tree sites) could not be explained, possibly because past erosion rates are related with present day micromorphology and soil losses are not only related to water erosion, but also to tillage erosion when the land was cultivated in the past.

Keywords: *Dehesa, sheet erosion, historical erosion rates, microtopography, land use change.*

7.1. Introduction

Accelerated soil erosion is an environmental problem that affects large surfaces in the world (Pimentel, 2006). Currently, about 1,100 million ha are affected by water erosion worldwide, of which 749 million ha are moderately or strongly eroded (Oldeman, 1992). The Mediterranean region is prone to water erosion due to its climatic characteristics (wet/dry periods, low annual mean precipitation, high rainfall intensities, erodible soils, topography, etc.) and to the long history of landscape transformation (deforestation, forest fires, land use changes, cultivation practices, livestock management, etc.) (Solé-Benet, 2006; Dotterweich, 2013; García-Ruiz et al., 2013).

In Spain, historical, geomorphological, palynological and sedimentological studies have evidenced the relationships between land use cover changes and soil erosion-deposition processes along the Holocene (Solé-Benet, 2006; García-Ruiz, 2010). In the Ebro depression several studies (Peña et al., 1993; Peña et al., 2000; Sancho et al., 2008) suggest that soil erosion was already present during the Bronze Age, and particularly during the Roman, post-Roman and Pre-Middle Ages periods due to deforestations and the expansion of croplands. Coinciding with the arid Warm Medieval period, a period of soil accumulation during the Middle Ages was also determined (García-Ruiz, 2010). Between the 16th and 19th centuries, the increased demand for wheat and food of the new American markets generated an expansion of cereal crops and livestock farming, increasing the vulnerability to erosion of the Spanish landscapes (Puigdefábregas and Mendizábal, 1998). The Little Ice Age showed three maxima (1650, 1770 and 1850) separated by slight warming intervals and increased soil erosion rates during the whole period (Solé-Benet, 2006). Finally, in the 20th century agricultural lands were transformed into rangelands promoted by the overpopulation of rural areas, resulting in another period of high soil erosion rates (Solé-Benet, 2006).

In the southwestern part of the Iberian Peninsula accelerated soil erosion is degrading extensively the dehesas (Spain) and montados (Portugal). These agrosilvopastoral systems constitute rangelands with open evergreen woodlands of predominantly *Quercus ilex* and *Quercus suber* trees, characterized by multiple exploitation of livestock, forestry, cultivation, hunting, etc. The dominant erosive processes in dehesas are sheetwash and gully erosion (Schnabel, 1997). Rill erosion is limited to cultivated areas or shrub-cleared places and sheetwash takes place in hillslopes. The latter is caused by rainsplash erosion and by the erosional effect of runoff. On the other hand, gullies form due to overland concentrated flow

in small valley bottom deposits of undulating land and produces channels with dimensions of more than 0.5 m, both width and depth (Schnabel et al., 2013).

Few studies exist about these processes in dehesa ecosystems and are mainly focused on the estimation of sheet erosion rates (Schnabel, 1997; Schnabel et al., 2010), gully erosion (Schnabel and Gómez Amelia, 1993; Gómez-Gutiérrez et al., 2009b; Gómez-Gutiérrez et al., 2014) and its relationship with grazing and stocking density (Schnabel et al., 2009; Pulido et al., 2016), water dynamics (Gómez-Gutiérrez et al., 2012; Schnabel et al., 2013), vegetation cover (Schnabel, 1997), runoff production (Schnabel, 1997; Ceballos et al., 2002) and land use changes (Gómez-Gutiérrez et al., 2009a; Ibáñez et al., 2016). Schnabel et al. (2010) estimated erosion rates, from 1990 until 1997, under natural rainfall using open plots in a typical dehesa with shallow soils, offering mean sheet erosion rates of $0.63 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$. Other authors also studied soil erosion in dehesas or montados from different perspectives. Shakesby et al. (2002) established a ranking of soil erosion risks associated with land use and management, in the sense that high stocking densities and/or tillage frequency increase the vulnerability to soil erosion in these environments. Also, Martínez-Zavala and Jordán (2008) studied soil loss rates and the influence of rock fragment cover on runoff, infiltration and interrill soil erosion under simulated rainfall. Moreover, Coelho et al. (2004) identified the effect of land use changes on land degradation in traditional management systems of marginal (not suitable for agriculture) montados from Portugal and evergreen oak formations from the Maghreb region.

Vegetation cover and land use are important factors that intervene in the generation of runoff and sediment yields (Kosmas et al., 1997; Papanastasis, 2004; Schnabel et al., 2010). Different authors demonstrated the exponential reduction of soil loss with an increment of vegetation cover (Dunne et al., 1978; Schnabel et al., 1994; Stocking, 1994; Brandt et al., 2003). Regarding livestock density, high values can also affect erosion rates in several ways, i.e. by browsing trees and shrubs that provoke a reduction of vegetation cover and by increasing bulk density and decreasing soil porosity that reduce water retention and infiltration (Schnabel et al., 2013). Furthermore, livestock trampling reduces the herbaceous cover, increasing the degree of bare soil and the amount of surface runoff (Imeson, 1988).

Relief (steep slopes) and easily erodible soils (high silt and sand content, low organic matter, etc.) influence erosion processes also (Cerdà, 2001). Microtopography plays an important role in the generation of runoff, controlling the overland flow rate, the surface storage capacity and the amount of rainfall excess needed to start runoff. In addition,

microtopography modifies the fraction of soil covered by water and affects hydraulic resistance exchanges of matter and energy between the soil and the atmosphere at different scales, from the plot to the hillslope scale and even to larger scales (Allmaras et al., 1966; Onstad, 1984; Huang and Bradford, 1990; Cremers et al., 1996; Rodríguez-Caballero et al., 2012). In a recent work, Rubio-Delgado et al. (2018) studied historical soil erosion rates in dehesas using botanical evidences detecting a high spatial variation at hillslopes scale (0.4 – 66.5 t ha⁻¹ y⁻¹). These large local variations of erosion rates suggest that other factors, such as microtopography, could be playing an important role determining the spatial variability of soil loss. Furthermore, Rubio-Delgado et al. (2018) detected a negative exponential relationship between tree ages and erosion rates, i.e. older trees presented lower soil erosion rates than the younger ones.

In summary, few information exists on soil losses and its variation in space and in time in these land use systems, justifying further investigation, particularly on the evolution of soil erosion rates along the last centuries and its relationship with human activities. Thus, the objectives of this study were: (1) to analyze the spatial variation of soil erosion rates and the factors determining its variability (topography and vegetation cover) and (2) to understand the temporal variation of erosion rates in the study areas and its relationship with land use and vegetation cover changes taking place during the last centuries.

7.2. Study areas

The study areas correspond to three hillsides located in two farms (Buitrera and Parapuños) representative of the dehesa land use system in southwest of Spain (Figure 31). Two hillsides were selected in Buitrera (B1 and B2) and one in Parapuños (P). All of them presented evidences of soil degradation such as partially exposed tree roots and bare soil surface, particularly at the end of summer.

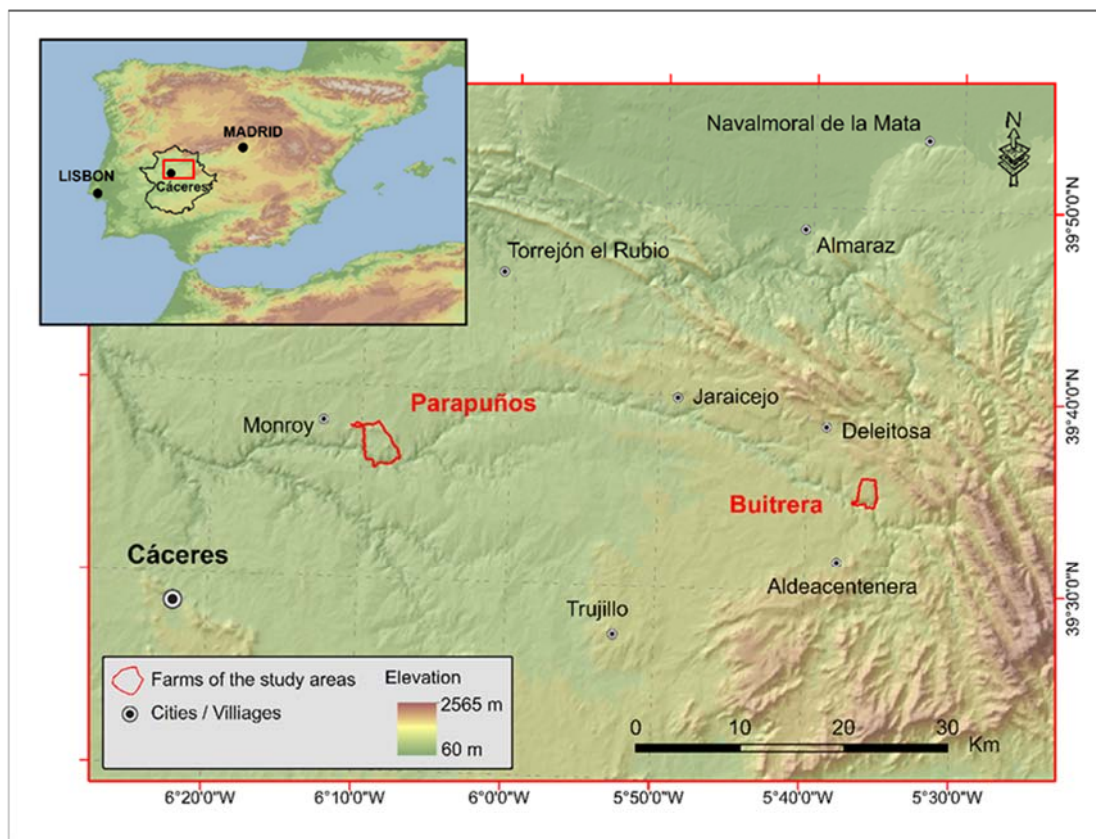


Figure 31. Location of the study areas.

The study areas are part of the most extensive geomorphological unit in the region of Extremadura, an erosional surface characterized by a slightly undulated morphology, developed in Ediacarean shales and greywackes. Mean altitudes are 523 m in Buitrera and 396 m in Parapuños. Climate is similar in the two farms being dry sub-humid, with annual rainfall amounts of approximately 500 mm and an annual average temperature of 16°C (Ninyerola et al., 2005). Soils are very shallow, with thicknesses not exceeding 20 cm (Table 1) and soil profiles composed by a shallow Ah horizon (3 cm approx.) and a Bw horizon (about 15 cm) covering hard bedrock (R) or in some cases weathered rocks (C). Soil texture is silty loam (Table 17), bulk density is similar (1.6 g·cm⁻³) and organic matter content is low (0.9 - 1.2 %). These properties are similar for both study areas.

The vegetation is characterized by scattered holm oaks (*Quercus ilex* L. subsp. *ballota* (Desf.) Samp.) and pastures. The tree density is 44.1 trees ha⁻¹ in B1, 58.4 trees ha⁻¹ in B2 and 22.5 trees ha⁻¹ in P. Average tree ages are: 146 years in P, 131 years in B1 and 84 years in B2 (Table 17). Pastures are composed of seasonal therophitic species, with their maximum growth in spring and autumn.

Table 17. Mean values of soil depth, soil texture, tree age and tree density of the study areas.

Hillside	Soil depth (cm)	Soil texture (%)			Tree age (years)	Tree density (tree ha ⁻¹)
		Clay	Silt	Sand		
B1	15.1	10.3	53.9	35.7	131	44.1
B2	19.2	10.4	44.4	45.2	84	58.4
P	22.5	12.2	61.2	26.7	146	22.5

In Buitrera and Parapuños the main land use is livestock rearing, with forestry limited to occasional pruning of trees and the consumption of acorns. In 2012, sheep was the main livestock species in both farms, with 1,200 individuals in Buitrera and 1,850 in Parapuños. In addition, Buitrera was also grazed by 600 goats. Agriculture was the most important activity during the first third of the 20th century in the region. Large areas of these farms were cropped in order to alleviate poverty during and after the Spanish civil war period (1939-1950). Cultivation of the farms lasted approximately until 1960 in Buitrera and until the end of the 1970s in Parapuños. The farms were then converted to pasturelands and grazed by domestic animals. In fact, stocking density increased from 0.29 cattle equivalent animal unit per hectare (AU ha⁻¹) to 1.17 AU ha⁻¹ from 1945 to 2012 in Buitrera, and from 0.33 AU ha⁻¹ to 1.09 AU ha⁻¹ in Parapuños (Pulido et al., 2016).

7.3. Methodology

7.3.1. Soil erosion rates

In a previous study (Rubio-Delgado et al., 2018), soil erosion rates were estimated below tree canopies (BC) and in open areas (OA) using the inflection point (i.e. the boundary between the root and the trunk of the tree; Valmore and LaMarche, 1968) of holm oaks as botanical evidence of soil loss in the study areas. Summarizing, the methodology to estimate soil erosion rates BC was based on subtracting two high-resolution Digital Elevation Models (DEMs) representing the past and the present soil surface, being the past-surface defined by the location of the inflection point at the moment of tree germination. The difference between both surfaces can be assumed as the volume of soil eroded since the germination of the tree (m³/m²). In OA (without tree cover), soil loss was estimated using the difference (mm)

between the heights of two points located two meters away from the projection of the tree canopy on its lateral sides and transversal to the maximum slope direction. Finally, knowing the tree age it is possible to calculate soil erosion rates. For a deeper explanation of the methodology used to determine soil erosion rates please see Rubio-Delgado et al., (2018).

A spatial and temporal analysis of the estimated soil erosion rates was carried out. Two different spatial scales were used for the spatial analysis: local (tree sites) and hillside unit (Figure 32). At the local scale, three estimations of soil erosion rates were obtained for each tree site: a rate corresponding to the area BC and two values for OA, at the lateral sites outside the canopy, as described above. At the hillside unit scale an average value was calculated from the individual erosion rates obtained previously.

7.3.2. Spatial information: digital terrain models and bare soil surface maps

Diverse Digital Terrain Models were elaborated to characterize the topography of the hillsides. Furthermore, a map of permanently bare soil surfaces was produced. Pulido et al. (2016) demonstrated the usefulness of the degree of bare soil as a land degradation indicator in dehesas, based on the significant positive relationship between animal stocking rate and the percentage of bare soil. In addition, patches of permanently bare ground indicate an advanced state of degradation and a parameter related with the intensity of land use in the past.

For each study area, a field survey with a Terrestrial Laser Scanner (Leica ScanStation C10; TLS) was carried out in order to produce a high-resolution topographic model. To minimise hidden areas, the number of scan stations varied from 10 to 12, depending on hillside morphology and complexity, and the sampling parameters were established depending on the size and characteristics of each hillside. Point clouds acquired by the TLS were then used to generate Digital Elevation Models (DEMs). At this stage, CloudCompare software (v2.7.0, 2016) was used to process and filter (suppressing trees, herbaceous cover, animals, etc.) the point clouds and rasterize them into DEMs.

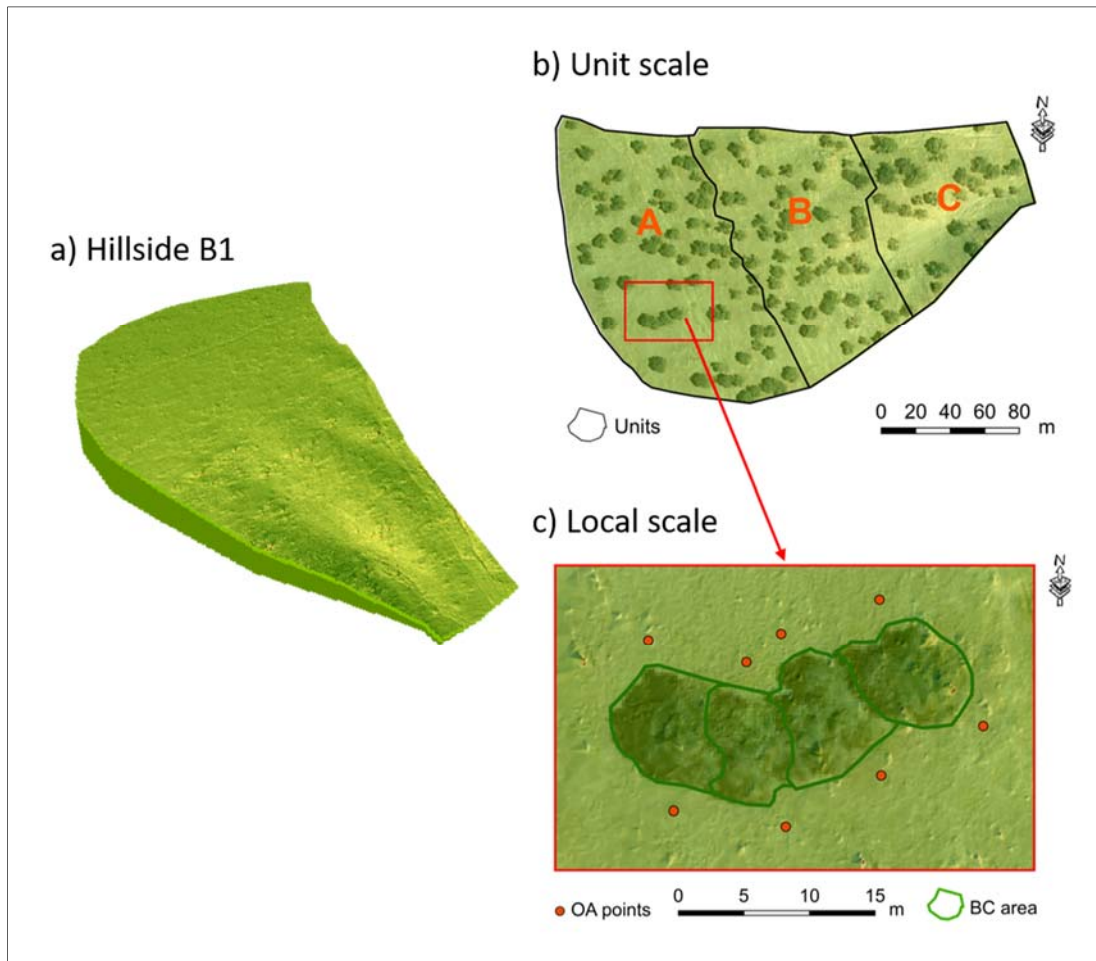


Figure 32. Spatial scales considered in B1: **a)** 3D model of hillside, **b)** unit scale and **c)** local scale. At a hillside unit scale (b) average soil erosion rates were estimated from the values obtained at local scale (c). At local scale three erosion rate values were determined for each tree site: a rate for the area below each tree canopy (BC area) and two in open areas (OA points).

Using the DEMs, derivative models were generated (WhiteboxTools 2.0.0 software package; ESRI ArcGis 10.3 software) for each hillside: Digital Slope Model (DSM; Horn, 1981); Digital Curvature Models (DCM general, planimetric and transversal; Gallant, 2000); Flow Accumulation Model (FLOACC; Tarboton, 1997); Relative Stream Power Index (SPI; Moore and Burch, 1986); Sediment Transport Concentration Index (STI; Beven and Kirkby, 1979); Topographic Wetness Index (TWI; Moore and Burch, 1986) and Topographic Position Index (TPI; Jones et al., 2000). The pixel size of the digital models varied between 0.1 and 1 m because smaller sizes did not capture the details of the microtopography (Martin

et al., 2008). For each digital model an optimum pixel size was selected considering the representativeness of the topographic variable at a microtopographic scale.

Permanent bare soil surfaces were mapped using orthophotographs of different dates (2006, 2009 and 2012). To do this, an unsupervised classification was used and the following classes were produced (Iso Cluster Unsupervised Classification Tool, ESRI ArcGis 10.3): canopy cover, herbaceous (pasture) cover and bare soil in open areas (Figure 33. A). Bare soil below tree canopies could not be estimated as orthophotographs do not present information below canopies. Using the permanent bare soil map the amount of pixels indicating bare soil within an area of 1 m² was accounted (Figure 33. B; kernel density function ArcGIS 10.3) and related to soil erosion rates in OA.

7.3.3. Data analyses of the spatial variation

The relationship between soil erosion rates and tree ages has been previously studied (Rubio-Delgado et al., 2018). A logarithmic relationship was obtained and a large dispersion in the dataset was observed. In the present study the role of topographic variables and bare soil on this dispersion (i.e. using the residuals of the logarithmic relationship) is analysed.

Soil erosion rates in OA were used to analyse the spatial variation instead soil erosion rates BC because below tree canopies topographic variables were obtained as a mean for the area projected under the canopy (not for a point as soil erosion rates in OA) and the bare soil could not be estimated. In this way, at the local scale, the residuals of the erosion rates in OA were related with values of the topographic variables and bare soil at the same points, as illustrated in Figure 34. It must be kept in mind that soil erosion rates presented in this work are mean values for the period corresponding to the tree ages, while the digital models of the topographic variables were generated from the current relief of the hillsides. For this reason, different statistical analyses were carried out, correlating the topographic variables with different intervals of soil erosion rate residuals (last 70, 90, 100, 150, 200, 250, 300 and 350 years).

The statistical analyses carried out for each hillside were: Pearson correlations, Multiple Lineal Regression (MLR) and Geographical Weighted Regressions (GWR; ArcGis 10.3).

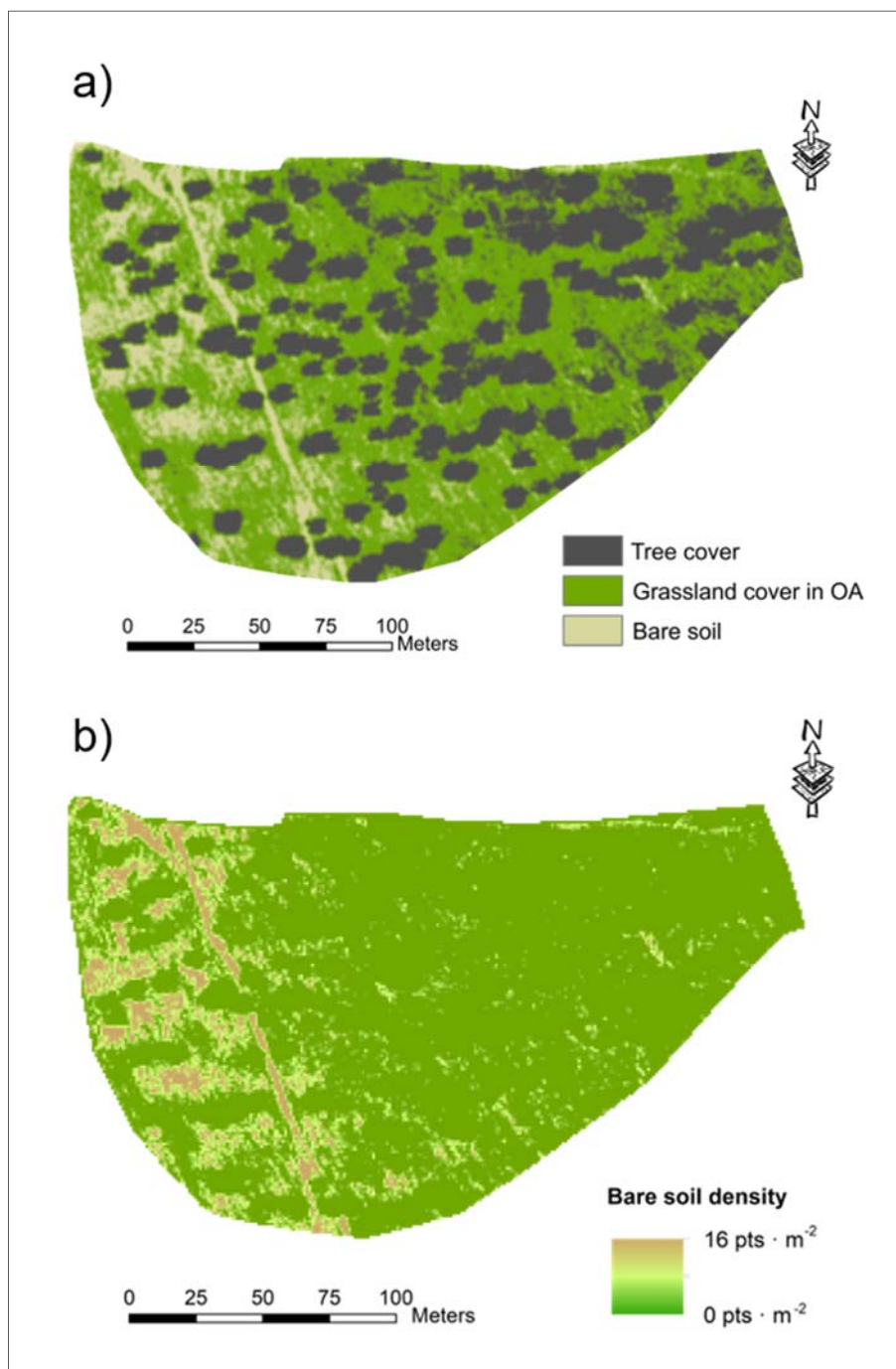


Figure 33. **a)** Classification of bare soil and vegetation cover type in open areas (OA covered by grassland or tree covered). **b)** Bare soil density model (bare soil pts · m⁻²). B1 was the hillside chosen for the example illustration.

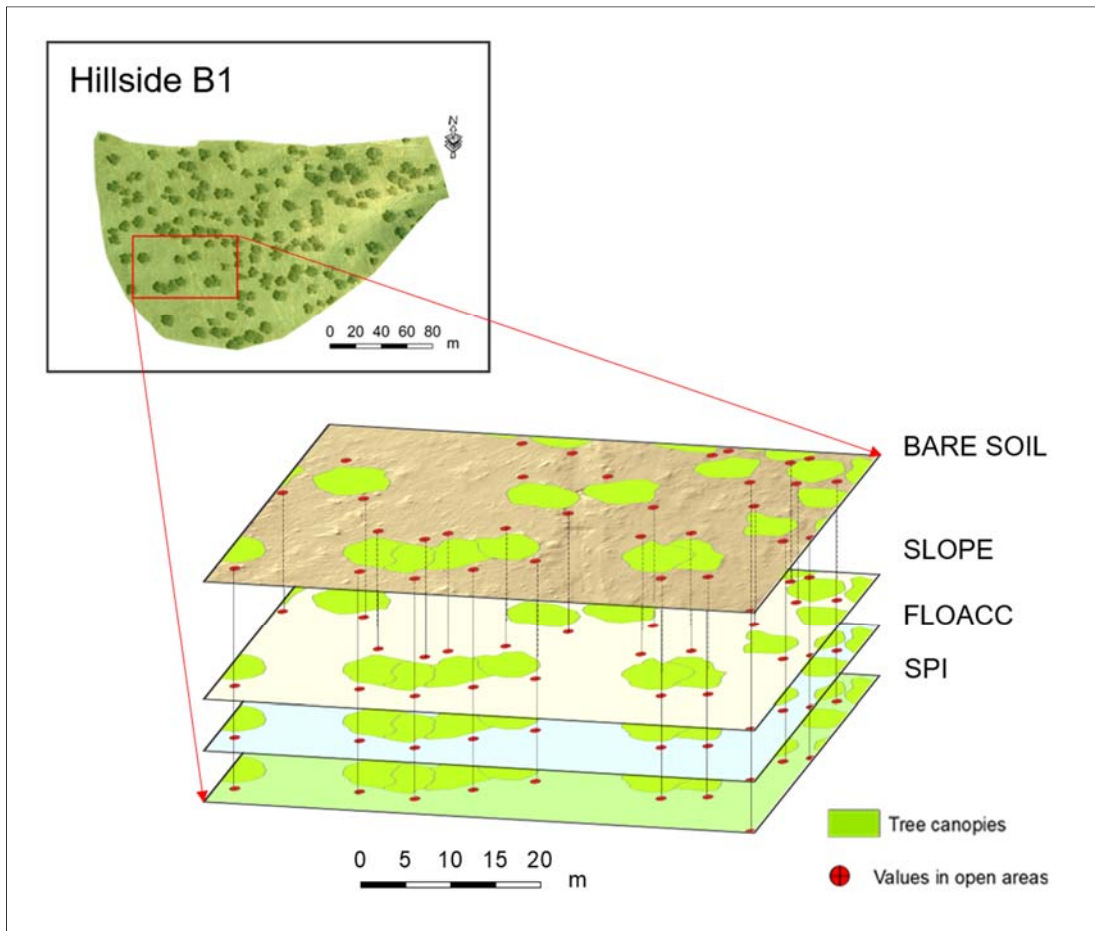


Figure 34. Diagram illustrating the sample points used to estimate soil erosion rates in open areas (values in open areas) and their projection in the different layers of topographic variables and vegetation cover at a local scale.

At the hillside unit scale, average soil erosion rate residuals and the mean values of the topographic variables and bare soil were calculated. A MLR was carried out using soil erosion residuals as dependent variable and topographic variables and bare soil as independent variables. A multicollinearity analyses was carried out to avoid errors of the GWR results and the MLR. The tool Ordinary Least Square (OLS) implemented in the software ArcGis 10.3 was used for this purpose.

Normality test of the variables was analysed using the Kolmogorov-Smirnov method while the parametric T-Test was applied to analyse the significance of differences between variable means. STATISTICA 8© software was used for the statistical analyses.

7.3.4. Analyses of temporal variation

The variation of soil erosion rates along the last centuries was examined. The relationship between changes in soil erosion rates during the last 400 years and land use was analysed. To do this, a detailed literature review about land use and vegetation cover changes was carried out.

7.4. Results

7.4.1. Characterization of the hillsides

Topography and soil depth characteristics of the hillsides were analysed to determine different units in each hillside. Table 18 summarizes the statistical data about elevation, slope and soil depth for each hillside unit.

Table 18. Hillside and hillside unit characteristics: area (m²), mean and standard deviation (SD) of elevation, slope and soil depth.

Hillside	Unit	Area (m ²)	Elevation (m)	Slope (°)	Soil depth (cm)	
			mean±SD	mean±SD	<i>n</i>	mean±SD
B1	B1A	14,754	555±0.6	1.9±1.3	36	15.0±5.5
	B1B	11,090	551±2.6	6.4±2.4	33	15.5±6.4
	B1C	7,238	541±4.0	8.9±2.6	37	13.3±5.0
	Hillside	33,082	550±6.1	5.4±3.5	106	14.6±5.7
B2	B2A	9,214	565±2.4	5.2±1.5	38	19.0±4.6
	B2B	10,735	555±3.7	6.8±2.5	38	19.4±5.1
	Hillside	19,949	560±5.9	6.1±2.2	76	19.2±4.8
P	PA	11,549	386±1.9	3.7±1.0	32	23.3±5.5
	PB	5,260	382±2.0	5.5±1.3	26	21.5±7.5
	Hillside	16,809	385±2.5	4.3±1.4	58	22.5±6.5

Hillside B1 showed a total area of 33,082 m² and was east-faced. It presented an average elevation of 550 masl and a moderate mean slope of 5.4°. The average soil depth was 14.6 cm. Three units could be differentiated according to topography (Figure 35. A). The upper unit of the hillside (B1A) was nearly flat, with a very gentle slope (1.9°) and an average soil depth of 15.0 cm. The transition or mid-slope unit, B1B, was a moderate slope (6.4°) and presented an average soil depth of 15.5 cm. Finally, the lower unit (B1C) was a strong slope (8.9°) with an average soil depth of 13.3 cm.

Hillside B2 has an area of 10,735 m² with an average elevation of 560 m. The mean slope was 6.1° and the average soil depth was 19.2 cm. According with the topography, two units were differentiated in B2 (Figure 35. B). B2A, corresponding to the upper unit, presented a gentle slope (5.2°) and an average soil depth of 19.0 cm. The lower unit, B2B, was a moderate slope (6.8°) with an average soil depth of 19.4 cm.

The extension of hillside P was 16,809 m² with an average elevation of 385 m, an average slope of 4.3° and an average soil depth of 22.5 cm. Two units were differentiated here (Figure 35. C). PA was a gentle slope (3.7°) with an average soil depth of 23.3 cm. PB was a moderate slope (5.5°) with an average soil depth of 21.5 cm.

The differences between average elevation, slope and soil depth of the hillsides were statistically different at a 99% CI. The variation of elevation and slope along each hillside (between units) was also statistically significant (CI=99%). Soil depth did not vary significantly along each hillside and no signs of sediment accumulation were observed in the lower parts of the three studied hillsides. Only the lower unit of hillside B1 (i.e. B1C) showed slightly shallower soils than the upper units, although the differences were not statistically significant.

Figure 35 shows the slope profiles and the variation of elevations along each profile line. In addition, the aerial images of the hillsides with the border of the units and the location of the topographic profiles are included.

FLOACC, SPI, STI and TWI of each hillside are represented in Figure 36. The DCM and TPI were difficult to interpret at a microtopography scale, rejecting them for the spatial variability analysis.

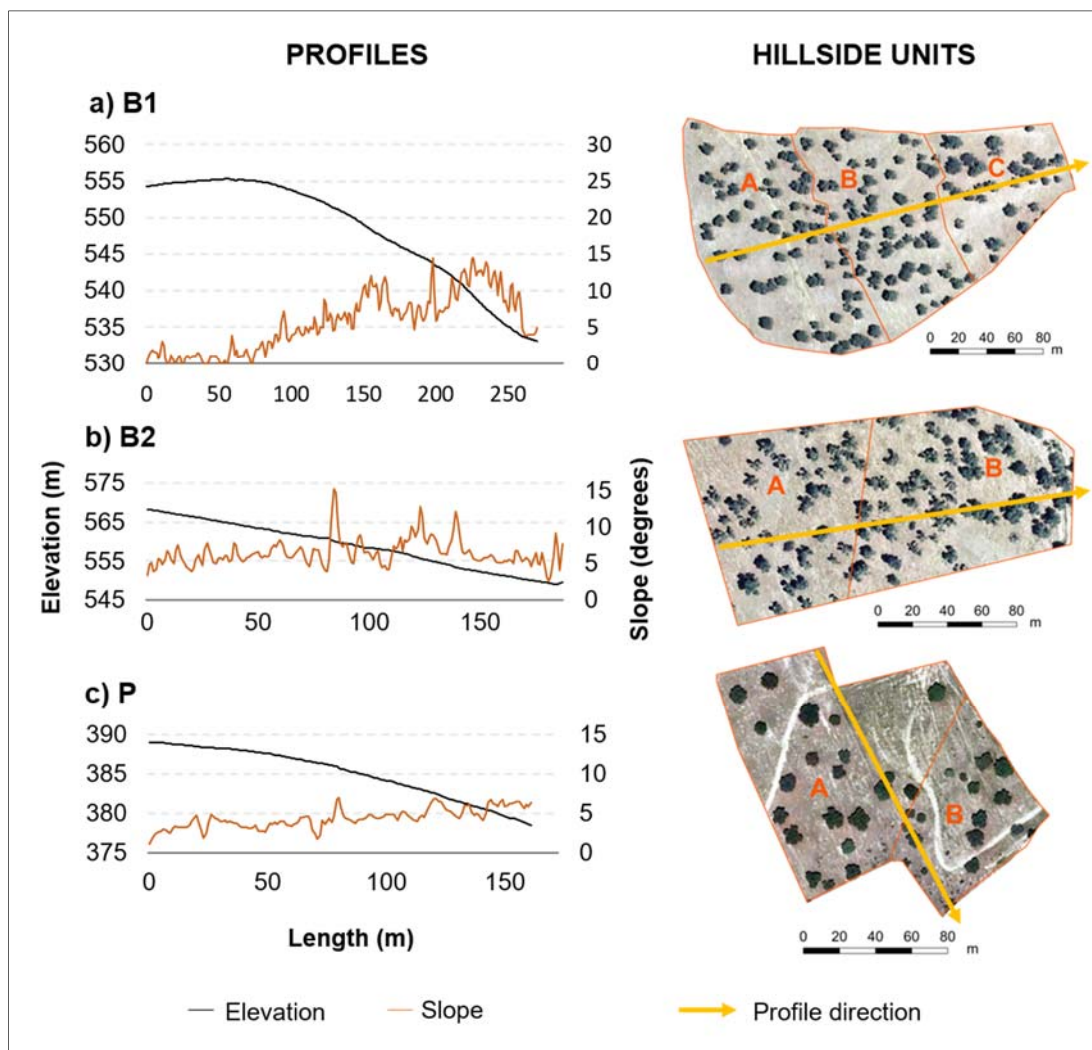


Figure 35. Elevation and slope profiles of each hillside. Differentiation between hillside units was determined based on topography (slope and elevation). The yellow arrows indicate the profile direction.

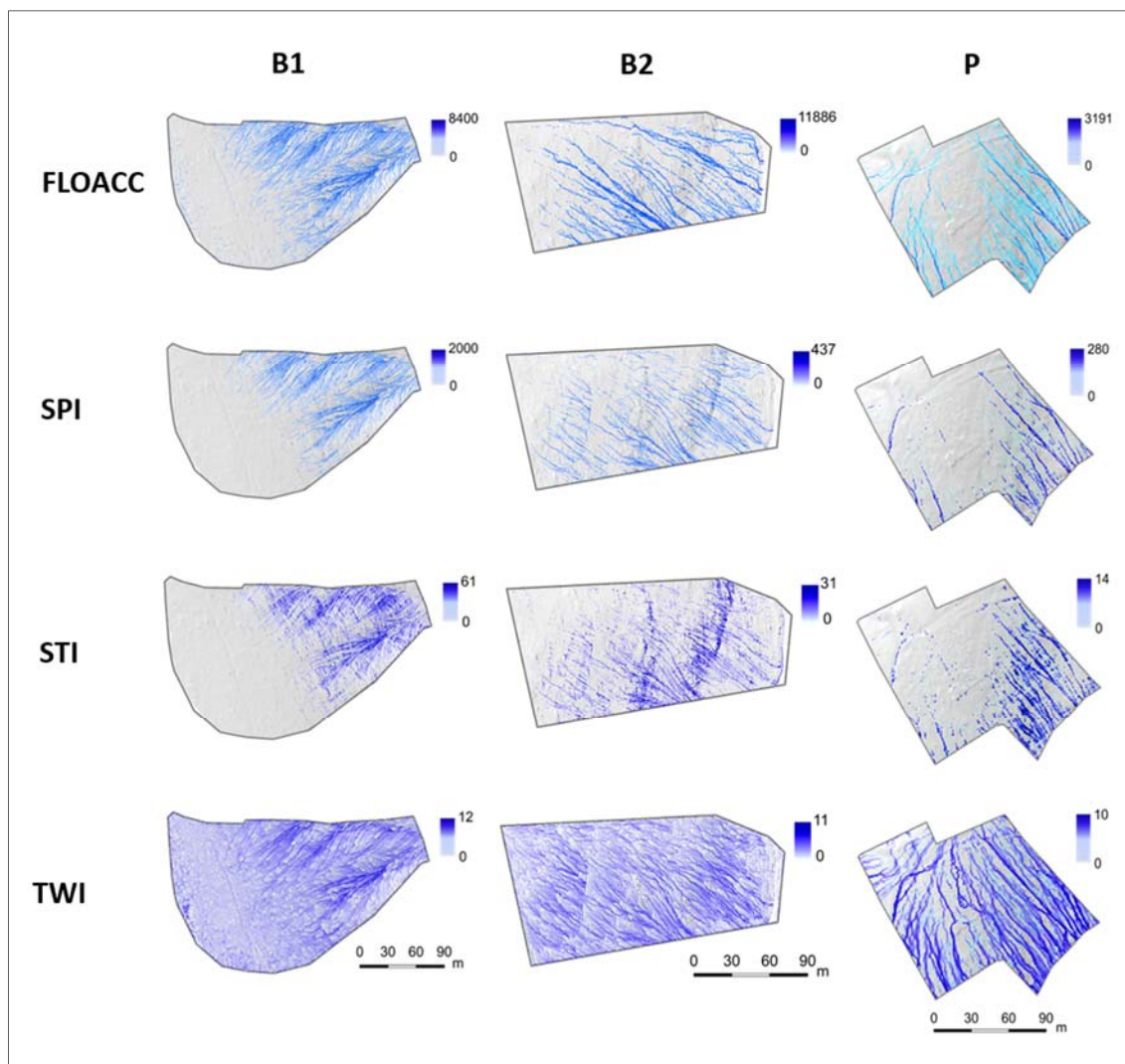


Figure 36. Digital models of FLOACC, SPI, STI and TWI models of each hillside.

Data about the spatial distribution of permanently bare soil along the hillsides is summarized in Table 19. In B1, a total area of 3,821 m² was permanently bare, which represents 17.9% of the total hillside area. B1A was the unit that presented the highest percentage of permanent bare soil (31%), while in B1B and B1C the percentages were lower (4.5 and 4.1% respectively). In B2, the permanent bare soil area occupied 3,307 m² (22.4%). Both sections presented high percentages of bare soil, 17.8% in B2A and 26.9% in B2B. Finally, in P the estimated permanent bare area was 2,179 m², with higher values in PA (19,9%) than in PB (5.1%).

Table 19. Permanent bare soil (BS) in open areas (OA), for the hillsides and hillside units as percentage of total OA surface.

Hillside	Unit	Area (m ²)	OA (m ²)	BS in OA (m ²)	% BS (hillside)	% BS (unit)
B1	B1A	14,754	10,903	3,377	15.8	31.0
	B1B	11,090	6,643	290	1.4	4.5
	B1C	7,238	3,824	155	0.7	4.1
	Total	33,082	21,370	3,821	17.9	
B2	B2A	9,214	7,218	1,285	8.7	17.8
	B2B	10,735	7,504	2,022	13.7	26.9
	Total	19,949	14,722	3,307	22.4	
P	PA	11,549	9,838	1,954	13.7	19.9
	PB	5,260	4,425	225	1.6	5.1
	Total	16,809	14,263	2,179	15.3	

7.4.2. Soil erosion rates

Estimated historical average soil erosion rates amounted to 23.2 t ha⁻¹ y⁻¹ BC and to 22.8 t ha⁻¹ y⁻¹ in OA (Table 20). Soil erosion rates followed a normal distribution (K-S, $p > 0.05$) and the means of both environments did not differ significantly ($p = 0.81$). Soil erosion rates were highly variable, ranging between 0.4 and 66.5 t ha⁻¹ y⁻¹ BC and between 0.2 and 101.1 t ha⁻¹ y⁻¹ in OA (Table 20). The coefficient of variation was lower BC (56.0%) than in OA (68.5%). Therefore, considering the large similarity of the mean soil erosion rates of both environments, data BC were used for analysing temporal distribution of soil erosion rates.

Table 20. Descriptive analysis of soil erosion rates ($\text{t ha}^{-1} \text{y}^{-1}$), below tree canopies (BC) and in open areas (OA).

	BC	OA
n	206	206
Mean \pm SD	23.2 \pm 13.0	22.8 \pm 15.6
Median	21.2	19.7
Range	0.4 – 66.5	0.2 – 101.1
Quartile 25% - 75%	13.4 – 30.8	12.3 – 31.2

Figure 37 presents soil erosion rates as a function of tree age for both Buitrera and Parapuños farms, showing a high dispersion. In Buitrera, the relation between soil erosion rates and tree ages ($n=180$) can be fitted to an exponential function with a correlation coefficient (R^2) of 0.20, being highly significant ($p=0.000$). In Parapuños, the relationship showed a better fit ($R^2=0.35$, $p=0.000$) even when it was built using a lower number of cases ($n=26$). For the whole data set ($n=206$) the relationship was highly significant with a correlation coefficient of $R^2=0.22$ ($p=0.000$).

Statistical data on soil erosion rates for each hillside and their units are presented in Table 21. In addition, average tree ages were included (for information on tree age estimation see Rubio-Delgado et al., 2018).

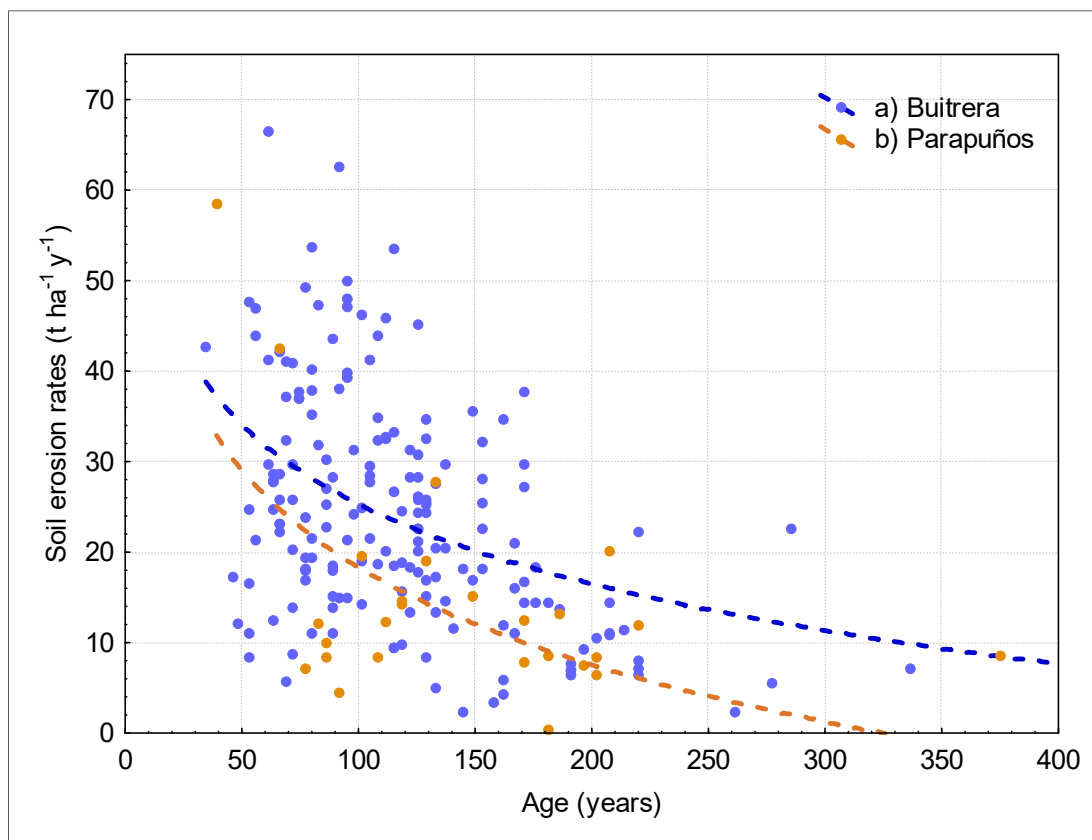


Figure 37. Relationship between soil erosion rates below tree canopies and the tree ages in Buitrera and Parapuños. Regression analysis: a) Buitrera (n=180), $y=50.42177 \cdot \text{EXP}(-0.00688 \cdot x)$, $R^2=0.20$, $p=0.000$, b) Parapuños (n=26), $y=90.72829 \cdot \text{EXP}(-0.01444 \cdot x)$, $R^2=0.35$, $p=0.000$.

Table 21. Descriptive statistics of soil erosion rates ($\text{t ha}^{-1} \text{y}^{-1}$) in open areas (OA) and below tree canopies (BC) for each hillside and hillside units (E = erosion rate, R = range of erosion rates).

Hillside/ Farm	Unit	N	E_BC mean±SD	R_BC	E_OA mean±SD	R_OA	Tree age mean±SD
B1	B1A	56	23.2±11.7	2.4–53.7	22.7±12.9	2.1–55.9	126.3±56.3
	B1B	50	24.6±12.0	2.3–49.9	23.5±12.4	0.6–53.0	118.4±34.0
	B1C	23	22.2±13.2	5.4–53.5	18.0±12.5	1.7–52.8	167.4±44.4
	Average	129	23.6±12.0	2.3–53.7	22.2±12.7	0.6–55.9	130.6±49.5
B2	B2A	24	22.1±10.7	5.7–47.7	21.3±12.4	2.1–41.2	84.7±34.5
	B2B	27	30.5±15.4	8.5–66.5	32.4±25.5	0.2–101.1	85.3±35.3
	Average	51	26.5±13.9	5.7–66.5	27.2±21.0	0.2–101.1	85.0±34.6
Buitrera		180	24.3±12.6	2.3–66.5	23.6±15.6	0.2–101.1	117.7±50.1
P	PA	13	13.9±9.3	6.4–42.5	17.7±15.1	2.1–63.3	164.5±84.5
	PB	13	15.3±14.8	0.4–58.4	17.4±15.6	6.5–65.2	127.4±45.2
Parapuños	Average	26	14.6±12.2	0.4–58.4	17.5±15.0	2.1–65.2	145.9±69.0
All		206	23.2±13.0	0.4–66.5	22.8±15.6	0.2–101.1	121.2±53.5

In OA, average soil erosion rates of B1 did not differ significantly from the average of B2 and P (CI=95%), while the soil erosion rate of B2 was statistically different from the one of P ($p=0.00$). However, at a 90% CI the differences between the average soil erosion rates of the hillsides were significant. Soil erosion rates BC of B1 and B2 were similar, but the mean of P was significantly lower from B1 and B2 ($p=0.00$). Average tree age of B2 was significantly different from B1 and P ($p=0.00$).

When comparing soil erosion rates between hillsides units, in the case of B1 the differences were not statistically significant neither in OA, nor BC. Average tree age of B1C was significantly higher than the two other units upslope ($p<0.05$). In B2, in OA, the difference between soil erosion rates of its two units (B2A, B2B) was not statistically significant. While, the soil erosion rate BC of B2B was significantly higher than in B2A

($p=0.03$). Average tree ages were similar in B2. Finally, in P no significant differences between average soil erosion rates, neither in OA nor BC, were encountered. Mean tree ages were similar too.

7.4.3. Spatial variation of soil erosion rates

To analyse the spatial variation of the soil erosion rates at local scale (at each tree site on the hillsides), the residuals of the soil erosion rates in OA were related with the topographic variables and the permanent bare soil. Residuals followed a normal distribution (K-S, $p>0.05$). At this scale the differences were not statistically significant. Additionally, an analysis of the average residuals, average topographical variables and average permanent bare soil was carried out at the unit scale for each hillside (Table 22).

Table 22. Average residuals of soil erosion rates in open areas, average permanent bare soil (BS) and topographic variables for each hillside units (the same letter indicates that the difference between means was not statistically significant at a 95% CI). DEM (Digital Elevation Model), SG (Slope Gradient Model), FLOACC (Flow Accumulation Model), SPI (Sediment Power Index), STI (Sediment Transport Concentration Index), TWI (Topographic Wetness Index).

Variable	B1A	B1B	B1C	B2A	B2B	PA	PB
n	112	100	46	50	52	31	21
Residuals	0.6 ^a	1.0 ^a	2.2 ^a	-8.7 ^a	5.0 ^b	-2.6 ^a	-1.7 ^a
BS	4.8 ^a	0.5 ^b	0.4 ^b	0.7 ^a	0.7 ^a	0.4 ^a	0.1 ^a
DEM	555 ^a	551 ^b	540 ^c	564 ^a	556 ^b	385 ^a	382 ^b
SG	2.1 ^a	6.4 ^b	9.1 ^c	6.2 ^a	7.0 ^a	4.2 ^a	5.8 ^b
FLOACC	1.8 ^a	21.5 ^b	22.9 ^b	4.5 ^a	19.0 ^b	19.1 ^a	29.6 ^a
SPI	0.0 ^a	2.1 ^b	3.7 ^b	0.4 ^a	2.8 ^b	1.2 ^a	2.5 ^a
STI	0.2 ^a	1.3 ^b	2.3 ^c	0.7 ^a	1.5 ^b	0.7 ^a	1.2 ^b
TWI	2.8 ^a	3.4 ^b	3.3 ^b	2.5 ^a	3.3 ^b	5.6 ^a	5.3 ^a

The multicollinearity analyses (OLS) showed that FLOACC, SPI and STI models presented a $VIF>7.5$ and, therefore, presented redundancies (Table 23). To avoid

autocorrelation between explanatory variables, different multiple linear regressions were developed without implementing these variables jointly.

Table 23. Summary of OLS (Ordinary Least Square) results, where: the dependent variable was the soil erosion rate residuals in open areas; Coefficient represents the strength and type of relationship between the dependent variable and each of the explanatory variables; VIF is the Variance Inflation Factor, large values (values>7.5) indicate redundancy among explanatory variables. BS (permanent bare soil), DEM (Digital Elevation Model), SG (Slope Gradient Model), FLOACC (Flow Accumulation Model), SPI (Sediment Power Index), STI (Sediment Transport Concentration Index), TWI (Topographic Wetness Index).

Explanatory variables	Coefficient	StdError	VIF
BS	-0.09	0.19	1.34
DEM	-0.23	0.20	2.54
SG	0.15	0.49	5.12
FLOACC	-0.04	0.05	8.27
SPI	0.06	0.55	16.79
STI	-1.11	1.52	11.09
TWI	0.57	0.55	2.25

Finally, a multiple linear regression ($y=-9.439+2.120*x_1+3.614*x_2$) using the permanent bare soil (x_1) and the SPI (x_2) resulted in the highest percentage of explained variability ($R^2=0.76$; $n=7$). The coefficient a (intercept) and c (SPI) were statistically significant at a 95% CI (a: t-value=-3.52 and $p=0.02$; c: t-value=3.56 and $p=0.02$) and the coefficient b (BS) was statistically significant at a 90% CI (t-value=2.56 and $p=0.06$). A multiple regression implementing only SPI as explanatory variable resulted in a lower R^2 (0.37) being only the coefficient a statistically significant (95% CI).

The results indicate a negative relationship between the residuals and the BS and SPI factors, i.e. the variability of the erosion rates decreases when the values of BS and SPI are low. In this way, we interpreted that soil erosion rates were higher than expected in points where a high BS and a high SPI interact together. In the other sense, soil erosion rates were lower than expected in points where BS and SPI were low.

7.4.4. Temporal variation of soil erosion rates

Soil erosion rates BC increased exponentially since 1639 and different periods were established as a function of soil erosion rate variation and examining visually Figure 38. The results are presented in Table 24. In Buitrera three periods were recognized: B_p1 from year 1677 to 1830 (153 years of duration), B_p2 from 1831 until 1897 (66 years) and B_p3 from 1898 to 2014 (116 years). In Parapuños differentiation of periods was less clear, though an increase of erosion rates from 1881 onwards can be recognized. Furthermore, the difference between the average soil erosion rates of the two periods was significant at a 90% CI. The two periods were: P_p1 from 1639 to 1880 (241 years) and P_p2 from 1881 to 2014 (133 years).

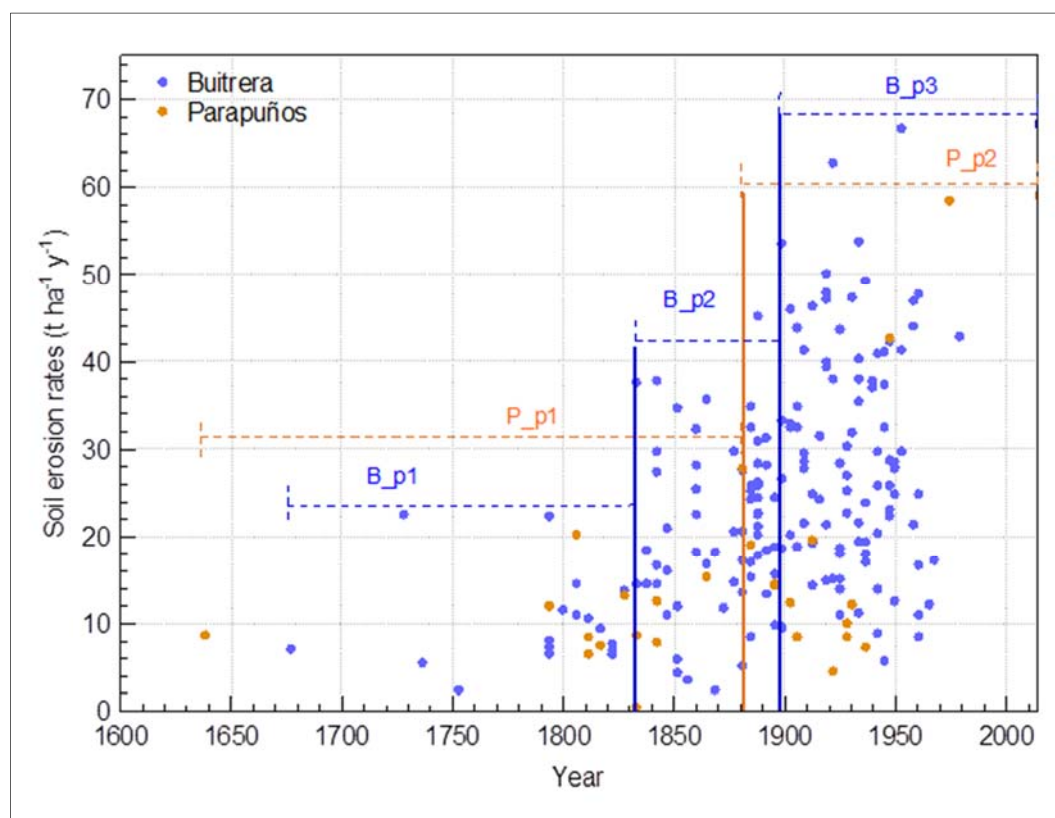


Figure 38. Temporal variation of soil erosion rates in Buitrera and Parapuños (vertical lines indicate the limit between periods).

Table 24. Mean soil erosion rates in $t\ ha^{-1}\ y^{-1}$ (SER) and mean tree ages estimated for each period (until 2014) in Buitrera (periods 1, 2 and 3: B_p1, B_p2, B_p3) and in Parapuños (periods 1 and 2: P_p1, P_p2). The adjusted soil erosion rates were calculated for the periods. See Figure 39 and text for explanation.

	B_p1	B_p2	B_p3	P_p1	P_p2
Period dates	1677-2014	1831-2014	1898-2014	1639-2014	1881-2014
SER	10.21	21.14	29.06	10.03	18.50
Mean tree ages	224	143	83	204	96
Adjusted periods and soil erosion rates					
Period dates	1677-1830	1831-1897	1898-2014	1639-1880	1881-2014
Period duration	154	67	114	204	96
SER	-2.78	7.43	29.06	2.69	18.50

In Buitrera soil erosion rates increased along the complete period, with $10.21\ t\ ha^{-1}\ y^{-1}$ during B_p1, incrementing to $21.14\ t\ ha^{-1}\ y^{-1}$ in B_p2 and reaching $29.06\ t\ ha^{-1}\ y^{-1}$ in B_p3. The differences between soil erosion rates for each period were statistically significant at a 99% CI ($p=0.000$). In Parapuños the average soil erosion rate was $10.03\ t\ ha^{-1}\ y^{-1}$ during the first period (P_p1), increasing to $18.47\ t\ ha^{-1}\ y^{-1}$ for P_p2, being the two means significantly different at a 90% CI ($p=0.077$).

It is important to consider that an individual erosion rate (at each tree site) resents the mean annual erosion for the time elapsed since the tree germination and sampling in 2014. In order to better understand the data was presented in Table 24 and Figure 39 illustrates the results of the Buitrera periods. The blue arrows indicate the mean soil erosion rates of each period, showing that the first period (B_p1) includes the soil losses which have taken place during the second period (B_p2) and the third one (B_p3), and the mean erosion rate of B_p2 includes the soil losses that took place during the last period (B_p3). Consequently, the real mean erosion rate of the first (1677 – 1830) and the second period (1831 - 1897) must be markedly lower than the ones presented above. Therefore, an adjustment of these erosion rates was calculated taking into account the losses taking place during the following period (Table 24). The calculation was carried out in the following way:

$$p1_SER_{ADJ} = \frac{(SER_{p1} * d_{p1}) - [(SER_{p2} * d_{p2}) - (SER_{p3} * d_{p3})]}{d_{p1}}$$

$$p2_SER_{ADJ} = \frac{(SER_{p2} * d_{p2}) - (SER_{p3} * d_{p3})}{d_{p2}}$$

where: $p1_SER_{ADJ}$ is the adjusted mean soil erosion rates for period 1 and $p2_SER_{ADJ}$ for period 2 (period 3 does not need adjustment); SER_{p1} is the mean soil erosion rate for period 1, SER_{p2} for period 2 and SER_{p3} for period 3; $dp1$ is the duration of the period 1, $dp2$ of the period 2 and $dp3$ of the period 3.

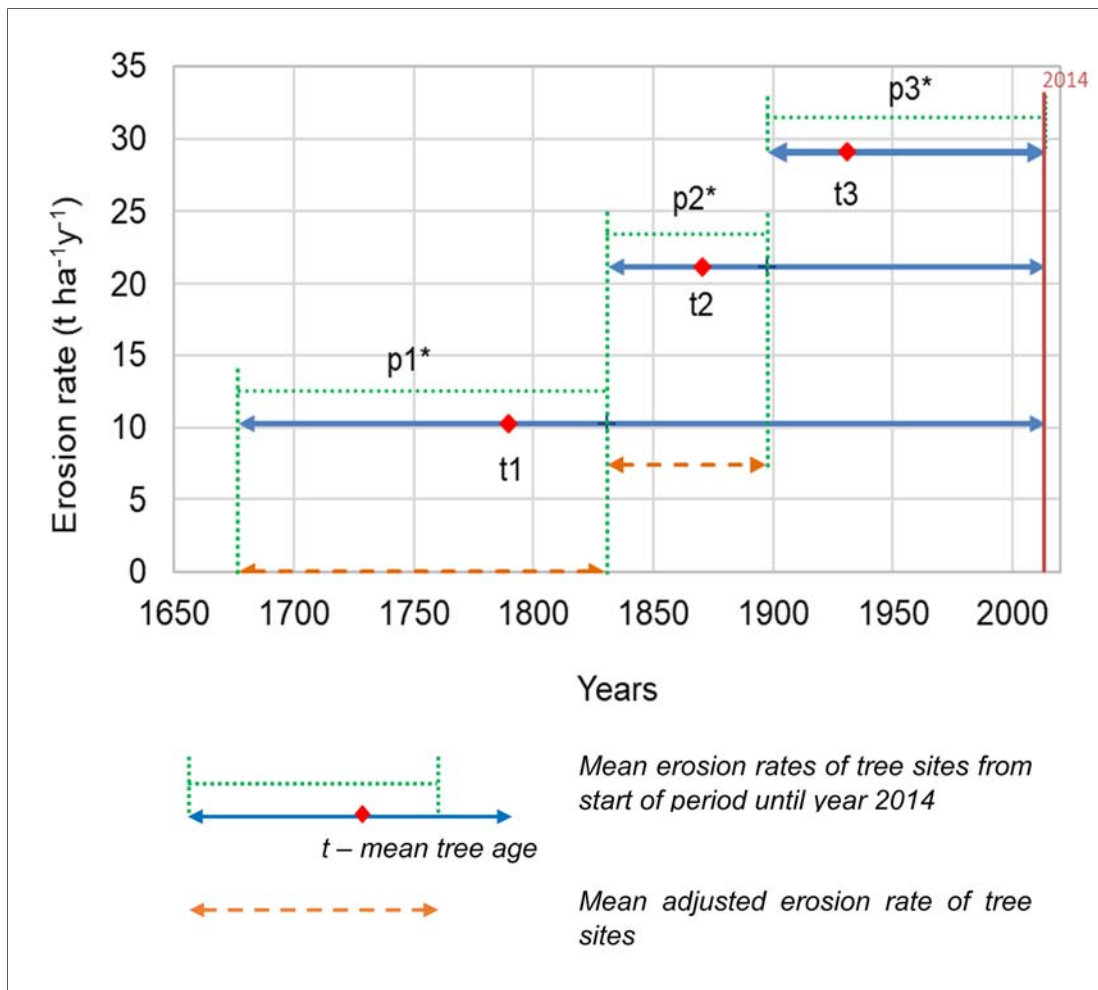


Figure 39. Illustration of mean soil erosion rates for each period, as well as periods* and adjusted erosion rates for Buitrera.

The adjusted erosion rate for B_p2 amounts to $7.43 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ and for B_p1 a negative value is obtained. In Parapuños P_p1 amounts to $2.69 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ in comparison to the following period (P_p2) with $18.50 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ (Table 24, Figure 39).

It is important to highlight that these adjusted erosion rates offer very crude estimates, because they include a large error range, particularly due to the low number of sample sites with old trees, as well as the high dispersion of the relation between erosion rates and tree ages. The negative value of B_p1 in Buitrera ($-2.78 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) indicates that soil erosion rates prior to the 19th century were very low and close to natural erosion rates, taking into account also, that soil formation is not considered here.

7.5. Discussion

The results obtained in this study indicate an increase of the average soil erosion rates since the second half of the 19th century, with a strong rise during the 20th century. In Buitrera, three periods have been determined with significant differences between mean soil erosion rates (B_p1, B_p2 and B_p3), while in Parapuños the small number of samples did not allow identifying more than two periods (P_p1 and P_p2). Average soil erosion rates presented spatial variation at different scales. At the farm scale, Buitrera and Parapuños presented values of 24.3 and $14.6 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, respectively. At the hillside scale B1 and B2 showed similar erosion rates (23.6 and $26.5 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, respectively). And at the unit scale, the upper part of B1 (B1A) and P (PA) presented average soil erosion rates higher than expected (23.2 and $13.9 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$), while the lower unit of B1 (B1C) reported average soil erosion rates lower than expected ($22.2 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$). The statistical analyses carried out to study the spatial variation indicated a great influence of soil surface cover and the erosive power of runoff on the variability of the erosion rates.

7.5.1. Temporal variation of the soil erosion rates

The first period, both in Buitrera and in Parapuños (B_p1 and P_p1), was characterized by soil erosion rates with values close to $0 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, which could indicate that throughout the 17th, 18th and even the first half of the 19th century, natural soil erosion rates predominated in the study areas.

In Buitrera, soil erosion rates began to increase in the first half of the 19th century, marking the beginning of the second period (B_p2), for which an average rate of 7 t ha⁻¹ y⁻¹ was estimated. In Parapuños this second period (P_p2) was difficult to differentiate because the rates continued to be close to natural soil erosion rates until the end of the 19th century.

This first increase of the soil erosion rates registered in Buitrera could have been related to the cultivation area increase that took place in the region throughout the 19th century. The causes were diverse. On the one hand, throughout the first half of the 19th century the Independence War (1808) and the strong demographic growth led to an increase of the subsistence product demand. Consequently, agricultural prices, land demand and land rents were raised. This situation generated an incipient discontent among the peasants, who claimed a Liberal Agrarian Reform to favour the agriculture in detriment of the privileges of the cattle of the Mesta. The strong political tensions led to the abolition of the Real Council of the Mesta in 1836 (García Pérez and Sánchez Marroyo, 1984; Linares and Zapata, 2003) and the crop surface was incremented in a 30% between 1808 and 1825 (Llopis and Zapata, 2001). On the other hand, throughout the second half of the 19th century the deforestation of Mediterranean forest to increase the cropped surface continued as consequence of the reform and confiscations, being the most important the Civil Confiscation of Mendizábal (1836-1837) (Llopis and Zapata, 2001). Ramón Paredes (agricultural engineer of the Province of Cáceres) already warned in 1875 about the dangerous deforestation that the incessant increment of the cultivated surfaces could generate and about the consequent impoverishment of the soil (Linares and Zapata, 2003).

At the end of the 19th century and the beginning of the 20th, estimates of soil erosion rates indicate a strong increase, marking the beginning of P_p2 and the third periods of Buitrera (B_p3). The estimated average rate for Buitrera amounted to 29.06 t ha⁻¹ y⁻¹ and for Parapuños was obtained 18.50 t ha⁻¹ y⁻¹. These rates can be related to the land use changes that took place in the region during the last century. At the end of the 19th an agricultural and livestock crisis took place due to the massive arrival of food and raw materials from overseas (Llopis and Zapata, 2001). However, the protectionism imposed throughout Europe reinforced the expansion of cropped surface. Between 1910 and 1950 (period of the golden age of the Dehesas) the dehesa surface and its productivity incremented considerably, introducing new agricultural techniques like the moldboard plow or fertilizers (Linares and Zapata, 2003).

These high average soil erosion rates have remained until the present, according with the rates estimated by Rubio-Delgado et al. (2017) for the last 52 years using the ^{137}Cs method. In Buitrera the mean soil erosion rate estimated using ^{137}Cs was $27.3 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, similar to the one presented in this study for the last century ($29.1 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$). However, in Parapuños the estimated erosion rate was $26.7 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, higher than the average erosion rates estimated for P_p2 ($18.5 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$). In this way, a third period could be differentiated indicating a second increase of the erosion rates in Parapuños since, at least, 1963. During this last period, land use in the study areas was characterized by an increment of the cultivated area, especially during and after the Civil War (1939-1950) to alleviate poverty. At the end of the 1960s in Buitrera and at the end of 1980s in Parapuños, the areas previously cultivated were converted to pasturelands and the stocking density increased, reaching in 2012 1.17 AU ha^{-1} and 1.09 AU ha^{-1} , respectively (Pulido et al., 2016). This process was common in the rest of the region, where an intensification of agricultural activities took place approximately from 1930 until 1980. Afterwards, cultivation was abandoned and transformed, mainly into pasturelands, or unproductive lands. Only the most fertile areas maintained cultivation (Lavado-Contador et al., 2004). These data point to a continuously increasing anthropic pressure during the last decades that provoked that erosion rates remained high.

The average soil erosion rate obtained in this study exceed the values of soil loss tolerance considered for shallow soils by several authors. Smith and Stamey (1965) purposed to agricultural soils of Mediterranean ecosystems a maximum soil loss tolerance of $5 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$. The Soil Conservation Services of the EEUU (Strong, 1973) established the umbral in $2.2 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ to soils $<25 \text{ cm}$. Hudson (1981) recommended a limit tolerance of $2 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ for shallow soils or for highly eroded soils. Verheijen et al. (2009) published a review about tolerable and actual soil erosion rates in Europe, determining a range of soil formation between 0.3 and $1.4 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ and a range of actual soil erosion rates (i.e. total amount of soil lost by all recognised erosion types) between 3 and $40 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$. Although the reported soil loss tolerance values for shallow soils vary in the literature, the erosion rates estimated for the last two centuries exceed the reported values, especially during the last decades.

Studies about soil erosion rates in dehesas are scarce. Schnabel et al. (2010) monitored sheetwash in dehesas, with similar environmental characteristics, between 1990 and 1997, using open plots under natural rainfall conditions. An average soil erosion rate of

0.63 t ha⁻¹ y⁻¹ was obtained, lower than those presented in this study. The results cannot be directly compared because the methods applied and the temporal scale were different.

However, other studies carried out in areas with similar climate and land use conditions reported comparable soil erosion rates. Tsara et al. (2001) estimated soil losses in four field sites growing mainly rainfed wheat located in an erosion-prone area in Greece, with slopes ranging from 3% to 28%. Results indicated soil losses between 4 and 14 mm y⁻¹ for a period of 63 years, supposing soil depth reductions between 240 and 300 mm. The hillsides of our study areas were cultivated, at least from 1936-1940 to 1980 (based on the information provided by the owners of the farm). During this period (70 years) we estimated soil losses of 3.7±1.8 mm y⁻¹, supposing a soil depth reduction of 259 mm, consistent with the findings of Tsara et al. (2001). In areas with permanent grazing, Bakker et al. (2005) estimated soil losses for the period 1886-1956, ranging from 40 mm, for non-erosion-prone land, and to 310 mm, for erosion-prone land. The soil loss estimated in our study areas for the same period was 3.2±1.5 mm y⁻¹, which supposed a soil depth reduction of 224 mm in 70 years, within the range presented by Bakker et al. (2005). Other comparable values were reported by Bodoque et al. (2005) for a hillside located in an open holm-oak forest. This area has traditionally suffered from intense overgrazing, resulting in exposed tree roots. Erosion rates range between 1.1 and 1.8 mm y⁻¹ during a period of 42 years (19-31 t ha⁻¹ y⁻¹). Porto et al. (2014) determined soil erosion rates using ¹³⁷Cs method reported a range of 6.4 to 30.0 t ha⁻¹ y⁻¹ in a study area characterized by discontinuous trees and a sparse grass cover, in Calabria (Southeast Italy). Kosmas et al. (2015) estimated soil losses in an overgrazed area (2.0-2.3 AU ha⁻¹) of Crete Island in Greece reporting average rates that ranged between 20 and 50 t ha⁻¹ y⁻¹, being similar to those presented in this paper. Our results indicate that overgrazing provokes soil losses which largely exceed the tolerance values.

7.5.2. Spatial variation of soil erosion rates along the hillside

Individual soil erosion rates presented a high spatial variation. The results showed that tree ages explained 20% of this variability, considering Buitrera and Parapuños data as a single data set. At a local scale, topographical variables were not statistically correlated with the residuals. None of the topographical variables alone showed significant effects on the spatial variability of the local soil erosion rates. The reason for not being able to explain the variability at the local scale could be the multi-scale behaviour of microtopography.

Zhixiong et al. (2005) and Álvarez-Mozos et al. (2011) have shown that transects of a short length or sampling areas of small size provide a limited description of surface roughness. Hansen et al. (1999) studied the variations of the rainfall storage of the soil surface, calculating values for segments with increasing lengths (from 30 cm to 120 cm). They found that more accurate storage estimates were obtained by using longer segments. On the other hand, the temporary nature of the erosion rates may also explain the lack of relationships with the current microtopography of the hillsides. Each individual erosion rate corresponds to the period defined by the tree age, being the changes of microtopography during unknown during this period. This means that the present soil surface may not reflect well the past morphology at a particular site.

At a unit scale, erosion rates showed a significant relationship with bare soil (BS) and SPI variables. Not implementing the BS supposed a reduction of the correlation coefficient (from 0.76 to 0.37). In this way, the results indicate the great influence of soil surface cover on erosion. Vegetation plays an important role in the generation of surface runoff and has a direct impact on erosion rates. Schnabel et al. (2010) determined soil erosion rates in hillsides eleven times greater in periods with a low vegetation cover (< 40%) than in periods with high ground cover (134.3 gm⁻² a⁻¹ and 12.0 gm⁻² a⁻¹, respectively).

Other factors influencing the generation of runoff and which are not considered in this study are the irregularity and surface roughness. These factors favour infiltration and therefore reduce runoff and erosion, unlike smooth surfaces where the opposite occurs (Álvarez-Mozos et al., 2011).

Soil loss rates in open areas and below tree canopies were similar, while Schnabel (1997) reported lower soil losses under tree canopies than in open areas from a similar dehesa, but with lower livestock density. Trees are reported to reduce the amount of rainfall reaching the ground through canopy interception and improving soil properties and provide litter protecting the soil (Montoya Oliver, 1982; Joffre and Rambal, 1988; Mateos Rodríguez and Schnabel, 2002). However, with excessive stocking densities, these positive effects produced by the tree could be reduced through foraging and trampling, incrementing the degree of bare soil, independently of the presence of trees (Schnabel et al., 2010; Pulido et al., 2016).

In Buitrera the average soil erosion rate was higher than in Parapuños. B1 and B2 presented similar rates which is to be expected as both hillsides are located in the same farm

and have suffered the same land use changes (both areas were cultivated until 1960s) and the same stocking density increment in the last decades (0.29 AU ha⁻¹ in 1945 to 1.17 AU ha⁻¹ in 2012). However, P was cultivated until 1980s and the increase of stocking density was less pronounced (0.33 AU ha⁻¹ in 1945 to 1.09 AU ha⁻¹ in 2012). In this way, soil erosion rates obtained in Buitrera were similar to those reported by Bodoque et al. (2005) and Kosmas et al. (2015), for areas with high stocking densities. On the other hand, the average tree ages in each hillside was different, 118 years in Buitrera and 145 in Parapuños. The relationship between soil erosion rates and tree ages (Figure 37) showed that younger trees presented higher soil erosion rates than older trees.

In B1 and P, along the hillside and at unit scale, B1A and PA presented higher soil erosion rates than expected. This behaviour may be due to two reasons: hillsides were cultivated in the past and/or these units suffer a higher animal trampling than the rest of the hillside. As mentioned above, both study areas were cultivated until the second half of the 20th century. Tillage erosion has been reported to produce an intense landscape transformation and soil degradation in the medium-long term due to downslope movement of soil material by tillage operations (Lindstrom et al., 1992; Govers et al., 1994; De Alba et al., 2011). Along hillslopes soil mobilization is not uniform in all directions (De Alba et al., 2011). Commonly net soil loss is higher in the upper hillslope (Govers et al., 1996). De Alba et al. (2011) asserts that tillage erosion affects intensively upper hillside areas, particularly those with convex morphology giving rise to material accumulation in lower reaches with concave morphology. Tsara et al., (2001) reported a mean soil displacement of the plough layer (30 cm thick), measured by soil movement tracers, ranging from 31 to 95 cm y⁻¹, depending mainly on slope gradient, corresponding to a soil loss rate of 30 mm to 140 mm y⁻¹. In this way, intense agricultural activities in the past could be one of the reasons for higher erosion rates in the upper hillside (B1A, PA) as compared to the lower parts.

Furthermore, B1A and PA presented a higher degree of permanently bare soil. In B1A 31% of the surface was permanently bare, as compared to 4.3% in the lower reaches. In PA, approximately 20% of the surface was bare, as compared to 5% in PB. These differences can be explained by spatial variation of animal movement. Field observations as well as aerial photograph interpretation demonstrate a higher number of animal trails in upper-hillside units than in the rest. Podwojewski et al. (2011) demonstrated that preferred pathways of animals are more vulnerable to erosive processes than simply overgrazed areas.

Another result which should be highlighted is that in B1 the material transported along B1A and B1B is not deposited in B1C (unit with the lowest soil thickness) because it is followed by a flat area where deposition takes place, recognized by a small alluvial fan. Soil deposition along the hillslopes B2 and P was not observed, with soil depths being similar. This means that the eroded material is exported from the hillside and transported to the valley bottom.

Studies about historical land use changes in the region and in the dehesas have allowed to carry out an approximate interpretation of the results. This study helps to understand the influence of anthropic pressure on the temporal variation of the soil erosion rates in dehesas of the SW Spain. On the other hand, stocking density, bare soil and stream power index are factors that explained part of the variability of the soil erosion rates at a unit scale, but no significant results were obtained at local scale. In this way, more efforts are needed to be able to explain the factors influencing the spatial variation of soil erosion rates along hillsides, probably analysing the topographic variables at different scales.

7.6. Conclusions

This study contributes to improve the knowledge about the evolution of soil erosion rates in wooded rangelands with Mediterranean climate in the last centuries, such as the dehesas of southwest Spain. We have found relationships between land use changes that took place in the region and average soil erosion rates estimated in the study areas for the same period. Deforestation, cultivation and stocking density increases are thought to be the main factors that provoked the incessant growth of erosion rates since the second half of the 19th century. Soil erosion rates estimated with ¹³⁷Cs were complementary to those estimated using the inflection point, allowing to improve understanding of the temporal variation of soil erosion.

Average erosion rates were higher than the soil loss tolerance values established for shallow soils. Other studies carried out in areas with similar climatic conditions and land use changes (intensification of cultivated areas and stocking density) reported soil erosion rates similar to those offered in this paper.

The spatial variation of erosion rates presented a significant relationship with vegetation cover and with the stream power index at a unit scale. Therefore, soil erosion rates higher than expected could be directly related with permanent bare soil and higher flow

concentration, and indirectly with high stocking densities, due to the pressure exerted by livestock on the pasture cover. At a local scale, topographic variables did not explain the spatial variation of erosion rates, probably due to the microtopographic scale and to the temporary nature of the soil erosion rates. Furthermore, erosion rates below tree canopies were very similar as compared to those of the open areas, presumably due to excessive stocking rates.

Acknowledgements

Funding was granted by the Spanish Ministry of Science and Innovation through the AMID Project (CGL2011-23361) and a scholarship (FPI) offered by the Junta de Extremadura (PD12051), co-financed by the European Social Fund.

CAPÍTULO 8

CONCLUSIONES GENERALES



Finca Buitrera de Villavieja (Deleitosa) con Las Villuercas al fondo

CAPÍTULO 8. CONCLUSIONES GENERALES

En la presente tesis doctoral se ha desarrollado una metodología para estimar tasas históricas de erosión del suelo, que han permitido comprender la evolución del proceso de erosión desde la segunda mitad del siglo XVII en laderas representativas de dehesa. Una extensa y profunda revisión bibliográfica ha permitido, además, hallar coincidencias entre la variación temporal de las tasas y los cambios de uso y manejo del suelo. Así mismo, se ha llevado a cabo un análisis de la variación espacial de las pérdidas de suelo a lo largo de las laderas y se han estudiado los factores topográficos que influyen en la variabilidad de los resultados obtenidos.

La principal aportación de este trabajo ha sido un enfoque metodológico que tiene como fundamento teórico cuantificar pérdidas de suelo analizando las raíces expuestas de los árboles, pero que ha sido adaptado para poder estimar tasas de erosión a partir de ejemplares de especies protegidas que no pueden ser muestreados, como la encina (*Quercus ilex*), que en la actualidad sufre serios problemas de regeneración en las dehesas. Así, este método se ha desarrollado a partir del punto de inflexión de encinas y ha permitido estimar tasas históricas de erosión del suelo en ambientes adehesados. Las ventajas de este método son diversas:

Primero, a diferencia de las técnicas dendrogomorfológicas tradicionales, el método del punto de inflexión no es invasivo, por lo que permite estimar tasas de erosión del suelo a partir de ejemplares de especies protegidas, como se ha mencionado anteriormente.

Segundo, al estimar tasas de erosión en base a la edad de los árboles, se pueden obtener resultados a medio-largo plazo, lo que permite analizar la evolución temporal del proceso de erosión.

Y, tercero, el método permite obtener tasas de erosión a escala local, es decir, para las diferentes posiciones de los árboles en el área de estudio, por lo que se puede analizar la variación espacial de las pérdidas de suelo.

Por otro lado, el método del punto de inflexión presenta varias limitaciones:

En primer lugar, el método requiere la utilización de modelos digitales de la superficie del suelo muy precisos, tanto a escala de ladera como a escala local, como los que

se han obtenido con el láser escáner terrestre. Pero, el empleo de esta técnica supone un elevado consumo de recursos: el equipo laser es costoso y es necesario contar con personal cualificado para obtener y procesar los datos. Además, la falta de herramientas de software automatizadas para eliminar información no deseada a la hora de generar los modelos, como la vegetación herbácea, conlleva a realizar el procesamiento de los datos de manera manual, lo que supone un elevado consumo de tiempo.

En segundo lugar, las tasas de erosión obtenidas son estimaciones que contienen errores de medición, así como errores generados por incertidumbres que hasta el momento no se han podido determinar.

Por tanto, para consolidar la metodología y obtener tasas más precisas es necesario seguir investigando. No obstante, los resultados presentados en este trabajo permiten analizar la magnitud que ha alcanzado el problema de la erosión del suelo a lo largo de los últimos siglos, permitiendo indagar en la relación entre la erosión del suelo y la acción antrópica en ambientes de dehesa del suroeste peninsular.

La corrección del crecimiento secundario de las raíces redujo en un 40% las tasas de erosión del suelo, evitando la sobreestimación producida por el desplazamiento vertical del punto de inflexión. Las mediciones tomadas en campo y utilizadas para corregir dicho crecimiento fueron validadas con conjuntos de datos adicionales, obtenidos a partir de dos enfoques metodológicos diferentes: análisis basado en técnicas dendrocronológicas y mediciones del crecimiento secundario de las raíces en áreas donde la erosión ha sido escasa o prácticamente nula. Ambas metodologías presentaron limitaciones, como el escaso número de tocones de encinas muertas disponibles, la dificultad para procesar las muestras y contar los anillos de crecimiento, así como la escasez de áreas, próximas a las áreas de estudio, que no hayan sufrido erosión. Todo ello, unido a que la bibliografía que aborda el crecimiento leñoso de las raíces de las encinas es muy reducida, hacen necesario futuros trabajos para determinar patrones de crecimiento del sistema radicular de esta especie y, de este modo, poder consolidar un método que corrija el desplazamiento vertical del punto de inflexión.

El modelo que se utilizó para estimar la edad de las encinas presentó un error cuadrático medio inferior al de otros trabajos. Sin embargo, la extrapolación del modelo a edades superiores a 140 años (límite de edad de los árboles utilizados para desarrollar el modelo), resultó en un incremento de los errores transferidos a la estimación de las tasas de

erosión, pudiendo haber cometido errores de $\pm 5 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en el caso de los árboles de mayor edad.

Las tasas medias de erosión del suelo estimadas con el método del punto de inflexión han sido similares a las tasas obtenidas con la técnica del ^{137}Cs , lo que sugiere que el método desarrollado en este trabajo es válido para estimar tasas de erosión del suelo a medio-largo plazo. No obstante, teniendo en cuenta las limitaciones a la hora de comparar los resultados que se han obtenidos con ambos métodos, en futuros trabajos sería conveniente que: por un lado, se seleccionaran nuevas áreas de estudio con una muestra significativa de árboles menores de 52 años para, así, poder comparar tasas de erosión del suelo estimadas para el mismo periodo de tiempo; y, por otro lado, incrementar el número de muestras destinadas a analizar la distribución del ^{137}Cs a lo largo del perfil del suelo, ya que permitiría analizar la variación espacial de las tasas de erosión calculadas a partir de este método y realizar un análisis estadístico comparativo entre los valores medios obtenidos con ambas técnicas.

Las tasas medias de erosión del suelo estimadas en las laderas objeto de estudio fueron más elevadas que los valores de tolerancia a la pérdida de suelo establecidos para suelos poco profundos, así como en relación con las tasas de erosión que reportaron otros estudios llevados a cabo en dehesas del suroeste peninsular. Sin embargo, los resultados que se obtuvieron en este trabajo presentaron claras similitudes con tasas de erosión del suelo estimadas en sistemas agrosilvopastoriles de ambiente mediterráneo que también han sufrido cambios de uso del suelo importantes, como intensificación de áreas de cultivo y elevadas cargas ganaderas.

La variación espacial de las tasas de erosión a lo largo de las laderas presentó una relación significativa con la cobertura vegetal y con el poder erosivo del flujo (stream power index). Así, las tasas de erosión del suelo superiores a lo esperado podrían estar directamente relacionadas con la presencia de suelo desnudo permanente y con la concentración de flujo, e indirectamente con altas cargas ganaderas, debido a la presión ejercida por el ganado sobre la cobertura herbácea. Sin embargo, esta relación solo fue significativa a escala de unidades. A escala local, las variables topográficas no explicaron la variación espacial de las tasas de erosión, debido, probablemente, a que la escala microtopográfica a la que se ha estado trabajando no permite diferenciar unos procesos de otros. Además, las tasas individuales de erosión del suelo corresponden al periodo definido por la edad del árbol, mientras que la topografía puede haber variado durante ese periodo. De este modo, para próximos trabajos

se propone profundizar en la relación entre las tasas de erosión y la morfología de las laderas, así como con el grado de cobertura vegetal.

Por otro lado, en la finca Buitrera las tasas de erosión del suelo fueron similares en espacios abiertos y en espacios cubiertos por las copas de los árboles. La profundidad y textura del suelo también fueron similares, lo que corroboró los resultados de las tasas. Sin embargo, en Parapuños las tasas de erosión estimadas fuera de la copa de los árboles fueron mayores a las estimadas bajo copa, donde la profundidad de suelo fue mayor y la textura presentó un mayor porcentaje de partículas de arcillas y limos que de arenas. Esta diferencia podría ser debida a que en Buitrera la carga ganadera se ha incrementado en mayor medida que en Parapuños, donde actualmente es menor. De este modo, en Buitrera el ganado podría haber estado degradando la cobertura herbácea de la ladera de igual manera fuera y bajo copa, compensando el efecto protector que generan las copas de los árboles. Estos resultados también sugieren, que, al menos en Buitrera, el tipo de erosión hídrica dominante en las laderas puede haber sido el laminar frente a la erosión por salpicadura. Además, las tasas de erosión del suelo en Buitrera han sido superiores que en Parapuños, lo que indica que Buitrera es una finca más degradada. En relación a lo anterior, un futuro trabajo podría basarse en realizar un seguimiento del tránsito del ganado en cada una de las fincas, ya que permitiría conocer, por ejemplo, las principales zonas de paso, de pastoreo o de descanso de los animales.

Por último, la evolución temporal de las tasas de erosión mostró un fuerte crecimiento de la pérdida de suelo desde la segunda mitad del siglo XIX. Los diferentes periodos identificados a partir de importantes incrementos de las tasas de erosión coinciden con cambios de uso del suelo y de la cobertura vegetal, como las deforestaciones, la intensificación de las áreas de cultivo y el incremento de las cargas ganaderas. En las últimas décadas las tasas de erosión han sido las más elevadas, lo que justificaría el grave estado de degradación que presentan los suelos de las áreas de estudio. No obstante, hay que aclarar que la variación temporal de las tasas de erosión solo ha sido analizada desde el punto de vista de los cambios de uso y manejo del suelo, sin considerar otros posibles factores como cambios en las condiciones climáticas.

De este modo esta tesis doctoral ha contribuido a mejorar el conocimiento sobre la influencia que ha tenido la acción antrópica en el proceso de erosión del suelo en las dehesas a lo largo de los últimos siglos. Además, los resultados obtenidos pueden ser un punto de partida para indagar en los temas abordados y en proponer soluciones que frenen la

degradación generada por la sobreexplotación del medio y que permitan recuperar la biodiversidad de estos ecosistemas de una manera sostenible.

REFERENCIAS

- Allmaras, R., Burwell, R.E., Larson, W.E., Holt, R.F., 1966. Total porosity and random roughness of the interrow zone as influenced by tillage. En: USDA Conserv. Res. Rep. 7, 1-22.
- Álvarez-Mozos, J., Campo, M.Á., Giménez, R., Casalí, J., Leibar, U., 2011. Implications of scale, slope, tillage operation and direction in the estimation of surface depression storage. *Soil and Tillage Research* 111(2), 142-153.
- Bakker, M.M., Govers, G., Kosmas, C., Vanacker, V., Van Oost, K., Rounsevell, M., 2005. Soil erosion as a driver of land-use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105(3), 467-481.
- Baeza, A., Del Rio, M., Miro, C., Paniagua, J. M., 1992. Natural radioactivity in soils of the province of Caceres (Spain). *Radiation Protection Dosimetry* 45(1-4), 261-263.
- Baeza, A., Del Rio, M., Miro, C., Paniagua, J., 1993. Surface and depth fallout distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in soils of Caceres (Spain). Dose commitments due to external irradiation. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 175(4), 297-316.
- Baeza, A., Paniagua, J., Rufo, M., Guillén, J., Sterling, A., 2001. Seasonal variations in radionuclide transfer in a Mediterranean grazing-land ecosystem. *Journal of Environmental Radioactivity* 55(3), 283-302.
- Baffaut, C., Nearing, M.A., Nicks, A.D., 1996. Impact of CLIGEN parameters on WEPP-predicted average annual soil loss. *Trans. ASAE* 39(2), 447-457.
- Ballesteros-Cánovas, J.A., Bodoque, J., Lucía, A., Martín-Duque, J., Díez-Herrero, A., Ruiz-Villanueva, V., Rubiales, J., Genova, M., 2013. Dendrogeomorphology in badlands: methods, case studies and prospects. *Catena* 106, 113-122.
- Barber, R., 2000. Principios generales para el desarrollo de estrategias para el manejo del suelo. Manual de prácticas integradas de manejo y conservación de suelos. Boletín de Tierras y Aguas de la FAO 8, Ed. FAO, Roma.

- Barberá, G.G., López Bermúdez, F., Romero Díaz, A., 1997. Cambios de uso del suelo y desertificación en el Mediterráneo: el caso del Sureste Ibérico. En: García-Ruiz, J.M., López-García, P. (eds), *Acción humana y desertificación en ambientes mediterráneos*, Instituto Pirenaico de Ecología, Zaragoza, 9-39.
- Bauer, E., 1991. Los montes en la historia de España. ICONA.
- Baver, L.D., 1933. Some soil factors affecting erosion. *Agricultural Engineering* 14(2), 51-52.
- Benito, G., Díaz-Herrero, A., Fernández de Villalta, M., 2003. Magnitude and frequency of flooding in the Tagus Basin (Central Spain) over the last millennium. *Climatic Change* 58, 171–192.
- Benito, E., Cerdà, A., Soto, B., Díaz-Fierros, F., Rubio, J.L., Varela, M.E., Rodríguez-Alleres, M., 2010. Métodos para el estudio de la erosionabilidad del suelo: su aplicación en suelos afectados por incendios forestales. En: Cerdà, A., Jordán, A. (eds), *Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales*. Cátedra Divulgación de la Ciencia, Valencia, 85-107.
- Bennet, H.H., 1926. Some comparisons of the properties of humid-tropical and humid-temperate american soils; with special reference to indicated relations between chemical composition and physical properties. *Soil Science* 21(5), 349-376.
- Beven, K., Kirkby, M.J., 1979. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology/ Un modèle à base physique de zone d'appel variable de l'hydrologie du bassin versant. *Hydrological Sciences Journal* 24(1), 43-69.
- Bienes, R., 2006. La erosión hídrica: Importancia y clases. Parámetros climáticos condicionantes de la erosión (intensidad, torrencialidad, aridez, déficit hídrico, tamaño gota). En: Bienes, R., Marqués, M.J. (eds), *Conservación del medio ambiente: revegetación, recuperación del suelo y empleo de residuos en el control de la erosión*, 2ª edición. Consejería de Economía e Innovación Tecnológica, Comunidad de Madrid, 43-61.

-
- Boardman, J., 2006. Soil erosion science: Reflections on the limitations of current approaches. *Catena* 68(2-3), 73-86.
- Boix-Fayos, C., Calvo-Cases, A., Imeson, A.C., Soriano-Soto, M.D., 2001. Influence of soil properties on the aggregation of some Mediterranean soils and the use of aggregate size and stability as land degradation indicators. *Catena* 44(1), 47-67.
- Bodoque, J.M., Díez-Herrero, A., Martín-Duque, J.F., Rubiales, J.M., Godfrey, A., Pedraza, J., Carrasco, R.M., Sanz, M.A., 2005. Sheet erosion rates determined by using dendrogeomorphological analysis of exposed tree roots: Two examples from Central Spain. *Catena* 64(1), 81-102.
- Bodoque, J.M., Ballesteros-Cánovas, J.A., Vela, A.L., Díez-Herrero, A., Martín-Duque, J.F., 2015. Source of error and uncertainty in sheet erosion rates estimated from dendrogeomorphology. *Earth Surface Processes and Landforms* 40(9), 1146-1157.
- Bossey, P., Strebl, F., 2001. Radioactive contamination of tropical rainforest soils in Southern Costa Rica. *Journal of Environmental Radioactivity* 53(2), 199-213.
- Bouyoucos, G., 1935. Clay ratio as a criterion of susceptibility of soils to erosion. *Journal of the American Society of Agronomy* 27(9), 738-741.
- Brandt, J., Nichola, G., Imeson, A., 2003. A desertification indicator system for the Mediterranean Europe. Recurso en línea:
<http://www.kcl.ac.uk/projects/desertlinks/downloads.htm>
- Brandt, J., Geeson, N., 2015. Desertification indicator system for Mediterranean Europe: Science, stakeholders and public dissemination of research results. *Monitoring and Modelling Dynamic Environments* 121.
- Branson, F.A., Gifford, G.F., Renard, K.G., Hadley, R.F., 1981. En: Reid, E.H. (eds.), *Rangeland Hydrology*, 2nd Edition. Society of Range Management. Kendall/Hund Publ. Com., Iowa.
- Bueno, P., Barroso, R.M., Balbín, R., Campo, M., González, A., Etxebarria, F., Herrasti, L., Galván, V., Treserras, J., López-Sáez, J., 2005. Alimentación y economía en contextos

- habitacionales y funerarios del Neolítico meseteño. III Congreso del Neolítico en la Península Ibérica. Monografías del Instituto Internacional de Investigaciones Prehistóricas de Cantabria, 83-92.
- Busacca, A.J., Cook, C.A., Mulla, D.J., 1993. Comparing landscape-scale estimation of soil erosion in the Palouse using Cs-137 and RUSLE. *Journal of Soil and Water Conservation* 48(4), 361-367
- Calvo, A., Gisbert, B., Palau, E., Romero, M., 1988. Un simulador de lluvia portátil de fácil construcción. En: Sala, M., Gallart, G. (eds.), *Métodos y técnicas para la medición de procesos geomorfológicos*. S.E.G. Monografía 1, Barcelona, 6-15.
- Calvo, A., Harvey, A. M., Payà, J., Alexander, R.W., 1991. Response of badland surfaces in South East Spain to simulated rainfall. *Cuaternario y Geomorfología* 5, 3-14.
- Campos Palacín, P., 1992. Reunión Internacional sobre sistemas agroforestales de dehesas y montados. *Agricultura y Sociedad* 62, 197-202.
- Canadell, J., Rodá, F., 1991. Root biomass of *Quercus ilex* in a montane Mediterranean forest. *Canadian Journal of Forest Research* 21(12), 1771-1778.
- Carrara, P.E., Carroll, T.R., 1979. The determination of erosion rates from exposed tree roots in the Piceance Basin, Colorado. *Earth Surface Processes* 4(12), 307-317.
- Carrión, J.S., Andrade, A., Bennett, K.D., Navarro, C., Munuera, M., 2001. Crossing forest thresholds: inertia and collapse in a Holocene sequence from south-central Spain. *Holocene* 11, 635–653.
- Ceballos, A., Cerdà, A., Schnabel, S., 2002. Runoff production and erosion processes on a dehesa in western Spain. *Geographical Review* 92(3): 333-353.
- Cerdà, A., Calvo, A., Lavee, H., Imeson, A.C., 1996. Erosionabilidad del suelo a lo largo del gradiente climático Coll de Rates–Benidorm (Alicante). *Cadernos do Laboratorio Xeolóxico de Laxe* 21, 695-707.
- Cerdá, A., 1999. Simuladores de lluvia y su aplicación a la Geomorfología. Estado de la cuestión. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 25, 45-84.

-
- Cerdà, A., 2001. La erosión del suelo y sus tasas en España. *Revista ecosistemas* 10(3), 1-16.
- CIEMA (Consejería de Industria, Energía y Medio Ambiente), 2003. Plan Forestal de Extremadura, Tomo I. Junta de Extremadura.
- Cisneros, J.M., Cholaky, C., Cantero Gutiérrez, A., González, J.G., Reynero, M.A., Diez, A., Bergesio, L., 2012. Erosión hídrica: principios y técnicas de manejo. UniRío, Córdoba, Argentina.
- Coelho, C.O.A., Ferreira, A.J.D., Laouina, A., Hamza, A., Chaker, M., Naafa, R., Regaya, K., Boulet, A.K., Keizer, J.J., Carvalho, T.M.M., 2004. Changes in land use and land management practices affecting land degradation within forest and grazing ecosystems in the Western Mediterranean, en: Schnabel, S., Ferreira, A. (Eds.), Sustainability of agrosilvopastoral systems –Dehesas, Montados-, *Advances in GeoEcology* 37. Catena Verlag GMBH, Reiskirchen, Germany, 137–153.
- Coile, T.S., 1936. Soil samplers. *Soil Science* 42(2), 139-142.
- Cooper, D.J., Andersen, D.C., Chimner, R.A., 2003. Multiple pathways for woody plant establishment on floodplains at local to regional scales. *Journal of Ecology* 91(2), 182-196.
- Corominas, J., 1973. Breve diccionario etimológico de la lengua castellana. Gredos.
- Corona, C., Lopez Saez, J., Rovéra, G., Stoffel, M., Astrade, L., Berger, F., 2011. High resolution, quantitative reconstruction of erosion rates based on anatomical changes in exposed roots at Draix, Alpes de Haute-Provence — critical review of existing approaches and independent quality control of results. *Geomorphology* 125(3), 433-444.
- Costa, C., Papatheodorou, E.M., Monokrousos, N., Stamou, G.P., 2015. Spatial variability of soil organic C, inorganic N and extractable P in a Mediterranean grazed area. *Land Degradation and Development* 26, 103-109.

- Cremers, N., Van Dijk, P., De Roo, A., Verzandvoort, M., 1996. Spatial and temporal variability of soil surface roughness and the application in hydrological and soil erosion modelling. *Hydrological processes* 10(8), 1035-1047.
- David, T.S., Gash, J.H.C., Valente, F., Pereira, J.S., Ferreira, M.I., David, J.S., 2006. Rainfall interception by an isolated evergreen oak tree in a Mediterranean savannah. *Hydrological Processes* 20(13), 2713-2726.
- De Alba, S., Alcázar, M., Cermeño, F.I., Barbero, F., 2011. Erosión y manejo del suelo. Importancia del laboreo ante los procesos erosivos naturales y antrópicos. *Agricultura ecológica en secano: soluciones sostenibles en ambientes mediterráneos*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, 13-38.
- De Regoyos, M., 2003. Metodología para la evaluación de la erosión hídrica con modelos informáticos. Aplicación del modelo GEOWEPP a dos pequeñas cuencas en Madrid. Universidad Politécnica de Madrid, Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos. Tesis doctoral.
- De Vente, J., Poesen, J., 2005. Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: scale issues and semi-quantitative models. *Earth Science Reviews* 71(1-2), 95-125.
- Díaz-Fierros, F., Benito, E., 1996. Rainwash erodibility of Spanish soils. En: Rubio, J.L., Calvo-Cases, A. (eds), *Soil degradation and desertification in Mediterranean environments*. Geofoma Ediciones, Logroño, 91-103.
- Díaz, M., Campos, P., Pulido, F.J., 1997. The Spanish Dehesa: a diversity in land-use and wildlife, en: Pain, D.J., Pienkowski, M.W. (Eds.), *Farming and birds in Europe*. Academic Press, San Diego, 178–209.
- Donázar, J.A., Naveso, M.A., Tella, J., Campión, D., 1997. Extensive grazing and raptors in Spain. *Farming and Birds in Europe*, 117-149.
- Dotterweich, M., 2013. The history of human-induced soil erosion: geomorphic legacies, early descriptions and research, and the development of soil conservation-a global synopsis. *Geomorphology* 201, 1-34.

- Dunne, T., Dietrich, W.E., Brunengo, J., 1978. Recent and past erosion rates in semi-arid Kenya. *Zeitschrift für Geomorphologie* 29, 130-140.
- Dupré, M., 1990. Análisis polínico de la cueva de Amalda. *Colección Beca Barandiarán* 4, 49-51.
- Eardley, A.J., Viavant, W., 1967. Rates of Denudation as Measured by Bristlecone Pines, Cedar Breaks, Utah. *Utah, Geological and Mineralogical Survey* 21, 3-13.
- Elena Rossello M, López Márquez JA, Casas Martín M, Sánchez Del Corral Jiménez A., 1987. El carbón de encina y la dehesa. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, Spain.
- Esau, K., 1965. *Plant Anatomy*, New York.
- Escribano, M., Pulido, F., 1998. La dehesa en Extremadura. Estructura económica y recursos naturales. Consejería de Agricultura y Comercio, Junta de Extremadura, Mérida, España.
- Estrany, J., Garcia, C., Walling, D.E., 2010. An investigation of soil erosion and redistribution in a Mediterranean lowland agricultural catchment using caesium-137. *International Journal of Sediment Research* 25, 1-16
- Fernández Rebollo, P., Porras Tejeiro, C.J., 1998. La Dehesa, algunos aspectos para la regeneración del arbolado. Dirección General de Investigación y Formación Agraria, Servicio de Publicaciones y divulgación, Sevilla.
- Ferrero, J.L., Jordá, M.L., Milió, J., Monforte, L., Moreno, A., Navarro, E., Senent, F., Soriano, A., Baeza, A., del Río, M., Miró, C., 1987. Atmospheric radioactivity in Valencia, Spain, due to the Chernobyl reactor accident. *Health Physics* 53 (5), 519-524
- Follieri, M., Roure, J.M., Giardini, M., Magri, D., Narcisi, B., Pataleón-Cano, H., Yll, E.I., 2000. Desertification trends in Spain and Italy based on pollen analysis. En: Balabanis, P., Peter, D., Ghazi, M., Tsogas, A. (eds.), *Mediterranean Desertification Research results and policy implications*, 33-44.

- Forgeard, F., Gloaguen, J. C., Touffet, J., 1980. Interception des précipitations et apport au sol d'éléments minéraux par les eaux de pluie et les pluviollessivats dans une hêtraie atlantique et dans quelques peuplements résineux en Bretagne. *Annales des Sciences forestières* 37(1), 53-71.
- Forsberg, S., Rosén, K., Bréchnac, F., 2001. Chemical availability of ^{137}Cs and ^{90}Sr in undisturbed lysimeter soils maintained under controlled and close-to-real conditions. *Journal of Environmental Radioactivity* 54(2), 253-265.
- Foster, G., Dabney, S., 1995. Agricultural tillage systems: water erosion and sedimentation. *Farming for a Better Environment*, Soil and Water Conservation Society, Ankeny, IA.
- Fritts, H.C., 1976. *Tree Rings and Climate*. Academic Press, New York.
- Fujiyosi, R., Sawamura, S., 2004. Mesoscale variability of vertical profiles of environmental radionuclides (^{40}K , ^{226}Ra , ^{210}Pb and ^{137}Cs) in temperate soils in Germany. *Science of the Total Environment* 320, 177-188.
- Gallant, J., 2000. Primary topographic attributes. En: Wilson, J.P., Gallant, J.C. (eds.), *Terrain analysis: principles and applications*. John Wiley and Sons, New York, 51-85.
- García-Fayos, P., 2004. Interacciones entre la vegetación y la erosión hídrica. En: Valladares, F. (eds.), *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S.A., 309-334.
- García Marín, R., Schnabel, S., Lozano, F.J., Pulido, M., 2012. Evolución de las precipitaciones en el Suroeste de la Península Ibérica (Extremadura). *Nimbus: Revista de climatología, meteorología y paisaje* 29-30, 277-288.
- García Pérez, J., Sánchez Marroyo, F., 1984. Extremadura a fines del s. XVIII y comienzos del XIX: conflictos campesinos, crisis agrarias, crisis de subsistencia y agobios fiscales. *Norba. Revista de historia* (5), 213-234.
- García-Ruiz, J.M., Gallart, F., 1997. Las cuencas experimentales como base para el estudio de la erosión y la desertificación. En: Ibáñez, J.J., Valero Garcés, B.L., Machado, C.

- (eds.), El paisaje mediterráneo a través del espacio y del tiempo. Implicaciones para la desertificación. Geoderma Ediciones, Logroño, 221–238.
- García-Ruiz, J.M., 2010. The effects of land uses on soil erosion in Spain: A review. *Catena* 81(1), 1-11.
- García-Ruiz, J.M., Nadal-Romero, E., Lana-Renault, N., Beguería, S., 2013. Erosion in Mediterranean landscapes: changes and future challenges. *Geomorphology* 198, 20-36.
- Gärtner, H., 2007. Methodological review and new development in dating and quantifying erosive processes. *Geomorphology* 86, 243-251.
- Gea-Izquierdo, G., 2008. Modelos silvopascícolas en sistemas adhesados del Oeste de la Península Ibérica. PhD. ETSI Montes. UPM.
- Gea-Izquierdo, G., Cañellas, I., 2009. Analysis of holm oak intraspecific competition using gamma regression. *Forest Science* 55(4), 310-322.
- Gobin, A., Govers, G., Jones, R., Kirkby, M., Kosmas, C., Gentile, A., 2003. Assessment and reporting on soil erosion. European Environment Agency, Technical Report 94.
- Gómez Amelia, D., 1985. La penillanura extremeña. Estudio geomorfológico, Universidad de Extremadura, Cáceres, España.
- Gómez-Gutiérrez, Á., Schnabel, S., Lavado Contador, J.F., 2009a. Gully erosion, land use and topographical thresholds during the last 60 years in a small rangeland catchment in SW Spain. *Land Degradation and Development* 20(5), 535–550.
- Gómez Gutiérrez, Á., Schnabel, S., Lavado Contador, F., 2009b. Modelling the occurrence of gullies in rangelands of SW Spain. *Earth Surface Processes and Landforms* 34 (14), 1893-1902.
- Gómez-Gutiérrez, Á., Schnabel, S., De Sanjosé, J.J., Lavado Contador, F., 2012. Exploring the relationships between gully erosion and hydrology in rangelands of SW Spain. *Zeitschrift für Geomorphologie, Supplementary Issues* 56(1), 27-44.

- Gómez-Gutiérrez, Á., Schnabel, S., Berenguer Sempere, F., Lavado Contador, F., Rubio-Delgado, J., 2014. Using 3D photo-reconstruction methods to estimate gully headcut erosion. *Catena* 120, 91-101.
- González Hidalgo, J.C., 1998. Los procesos de erosión del suelo: hechos, mitos y paradojas. *Geographica* 36, 47-66.
- González Hidalgo, J.C., de Luis Arrillaga, M., Peña Monné, J.L., 2005. Los eventos extremos de precipitación, la variabilidad del clima y la erosión del suelo. Reflexiones ante el cambio del clima en los sistemas mediterráneos. *Cuaternario y Geomorfología* 19(1-2), 49-62.
- Gonzalo Langa, J., 2011. El impacto de la aplicación de la PAC en las producciones ganaderas de la Dehesa (1986–2010). En: Coletto Martínez, J.M., De Muslera Pardo, E., González Blanco, R., Pulido García, F. (eds.), *La agricultura y la ganadería extremeñas: informe 2010*. Caja de Ahorros de Badajoz. Badajoz, Spain, pp. 181–196.
- Govers, G., Vandaele, K., Desmet, P.J.J., Poesen, J., Bunte, K., 1994. The role of soil tillage in soil redistribution on hillslopes. *European Journal of Soil Science* 45, 469-478.
- Govers, G., Quine, T.A., Desmet, P.J.J., Walling, D.E., 1996. The relative contribution of soil tillage and overland flow erosion to soil redistribution on agricultural land. *Earth Surface Processes and Landforms* 21, 929–946.
- Grimm, M., Jones, R., Montanarella, L., 2002. Soil erosion risk in Europe. Joint Research Centre, European Commission.
- Gutiérrez, J.M., 1992. *El libro de las dehesas salmantinas*.
- Gutsell, S.L., Johnson, E.A., 2002. Accurately ageing trees and examining their height-growth rates: implications for interpreting forest dynamics. *Journal of Ecology* 90(1), 153-166.
- Gyssels, G., Poesen, J., Bochet, E., Li, Y., 2004. Impact of plant roots on the resistance of soil to erosion by water: a review. *Progress in Physical Geography* 29(2), 189-217.

- Haan, C.T., Barfield, B.J., Hayes, J.C., 1994. Design Hydrology and Sedimentology for Small Catchemnts, Academy Press, London.
- Hansen, B., Schjønning, P., Sibbesen, E., 1999. Roughness indices for estimation of depression storage capacity of tilled soil surfaces. *Soil and Tillage Research* 52(1-2), 103-111.
- Henin, S., Monnier, G., Combeau, A., 1958. Méthode pour l'étude de la stabilité structurale des sols. *Annales Agronomiques* 9, 73-92.
- Hillel, D., 1998. Environmental Soil Physicis. Academic Press.
- Hillel, D., 2003. Introduction to Environmental Soil Physicis. Academic Press.
- Herguido, E., Lavado Contador, J.F., Gómez Gutiérrez, Á., Schnabel, S., 2017. Modeling Tree Loss Versus Tree Recruitment Processes in SW Iberian Rangelands as Influenced by Topography and Land use and Management. *Land Degradation and Development* 28(5), 1652-1664.
- Horn, B.K., 1981. Hill shading and the reflectance map. *Proceedings of the IEEE* 69(1), 14-47.
- Horton, R.E., 1945. Erosional development of streams and their drainage basin; hydrophysical approach to quantitative morphology. *Geological Society of American Bulletin* 56(3), 275-370.
- Huang, C.H., Bradford, J.M., 1990. Depressional storage for Markov-Gaussian surfaces. *Water Resources Research* 26(9), 2235-2242.
- Hudson, N.W., 1961. An introduction to the mechanics of soil erosion under conditions of subtropical rainfall. *Rhodesia Science Association Proceedings* 49, 15-25.
- Hudson, N.W., 1981. Soil Conservation, Batsford.
- Hudson, N.W., 1997. Medición sobre el Terreno de la Erosión del Suelo y de la Escorrentía. *Bolentín de Suelos de la FAO* 68.

-
- Ibáñez, J., Lavado Contador, J.F., Schnabel, S., Martínez Valderrama, J., 2016. Evaluating the influence of physical, economic and managerial factors on sheet erosion in rangelands of SW Spain by performing a sensitivity analysis on an integrated dynamic model. *Science of the Total Environment* 544, 439-449.
- Imeson, A.C., 1988. Una vía de ataque eco-geomorfológica al problema de la degradación y erosión del suelo. En: *Desertificación en Europa*, MOPU (ed.), Madrid, 161-181.
- Imeson, P., Sala, M. (eds.), 1988. Geomorphic processes in environments with strong seasonal contrasts, I: Hillslope processes. *Catena supplement* 12.
- ICRU, International Commission on Radiation Units and Measurements, 1994. ICRU report nº 53. *In situ gamma Spectrometry in the environment*, Vol. 53
- ISO, 2010. General Requirements for the Competence of Testing and Calibration Laboratories. ISO/IEC 17025. International Organization for Standardization, Geneva.
- Jariego, Á., Lavado Contador, J.F., 2010. Usos del suelo y ganadería en las dehesas de Extremadura. En: Schnabel, S., Lavado Contador, J.F., Gómez Gutiérrez, Á., García Marín, R. (eds.), *Aportaciones a la Geografía Física de Extremadura: con especial referencia a las dehesas*. Fundicotex, Cáceres, España, 125-152.
- Jahn, R., Blume, H.P., Asio, V.B., Spaargaren, O., Schad, P., 2006. Guidelines for soil description, 4th edn. FAO, Rome.
- Joffre, R., Rambal, S., 1988. Soil water improvement by trees in the rangelands of southern Spain. *Oecologia Plantarum* 9(4), 405-422.
- Jones, K.B., Heggem, D.T., Wade, T.G., Neale, A.C., Ebert, D.W., Nash, MS., Mehaffey, M.H., Goodman, I.A., Hermann, K.A., Selle, A.R., 2000. Assessing landscape condition relative to water resources in the western United States: a strategic approach, *Monitoring Ecological Condition in the Western United States*. Springer, 227-245.
- Kirkby, M.J., 1980. The problem. En: Kirkby, M.J., Morgan, R.P.C. (eds.), *Soil erosion*. Wiley, Chichester, 1-16.

- Kosmas, C., Danalatos, N., Cammeraat, L.H., Chabart, M., Diamantopoulos, J., Farand, R., Gutierrez, L., Jacob, A., Marques, H., Martinez-Fernandez, J., Mizara, A., Moustakas, N., Nicolau, J.M., Oliveros, C., Pinna, G., Puddu, R., Puigdefabregas, J., Roxo, M., Simao, A., Stamou, G., Tomasi, N., Usai, D., Vacca, A., 1997. The effect of land use on runoff and soil erosion rates under Mediterranean conditions. *Catena* 29(1), 45-59.
- Kosmas, C., Detsis, V., Karamesouti, M., Kounalaki, K., Vassiliou, P., Salvati, L., 2015. Exploring long-term impact of grazing management on land degradation in the socio-ecological system of Asteroussia Mountains, Greece. *Land* 4(3), 541-559.
- Lavado Contador, J.F., Schnabel, S., Trenado Ordóñez, R., 2000. La dehesa. Estado actual de la cuestión. *Clío: History and History Teaching* 17.
- Lavado Contador, J.F., Schnabel, S., Trenado Ordóñez, R., 2004. Comparison of recent land use and land cover changes in two Dehesa agrosilvopastoral landuse systems, SW Spain. En: Schnabel S, Ferreira A, (eds.), *Sustainability of Agrosilvopastoral Systems. Dehesas and Montados. Advances in GeoEcology*. Catena Verlag, Reiskirchen, Germany, 55-69.
- Lavado Contador, J.F., Schnabel, S., Gómez-Gutiérrez, A., Pulido Fernández, M., 2009. Mapping sensitivity to land degradation in Extremadura. SW Spain. *Land degradation and Development* 20(2), 129-144.
- LaMarché, Jr., 1961. Rate of slope erosion in the White Mountains, California. *Geological Society of America Bulletin* 72(10), 1579-1579.
- Lal, R., 1994. *Soil erosion research methods*. Second Edition. Soil and Water Conservation Society and St. Alucie Press, USA.
- Levia, D.F., Hudson, S.A., Llorens, P., Nanko, K., 2017. Throughfall drop size distributions: a review and prospectus for future research. *Wiley Interdisciplinary Reviews, Water* 4(4).
- Linares, A., Zapata, S., 2003. La dehesa: una visión panorámica de ocho siglos. En: Pulido, F., Campos, P., Montero, G., (eds.), *La gestión forestal de las dehesas. Historia, Ecología, Selvicultura y Economía*, IPROCOR, Cáceres, 13-25.

- Lindstrom, M.J., Nelson, W.W., Schumacher, T.W., 1992. Quantifying tillage erosion rates due to moldboard plowing. *Soil Tillage Research* 24, 243-255.
- Llorens, P., Domingo, F., 2007. Rainfall partitioning by vegetation under Mediterranean conditions. A review of studies in Europe. *Journal of Hydrology* 335, 37-54.
- Llopis, E., Zapata, S., 2001. El "Sur del Sur". Extremadura en la era de la industrialización, *Historia económica regional de España. Siglos XIX y XX. Crítica*, 271-298.
- López Bermúdez, F., Mariscal, B., 1996. Desertificación en el Sureste español. Secuencias paleoambientales holocenas. *Notes de Geografía Física* 25, 67-83.
- López Sáez, J.A., López García, P., López Merino, L., Cerrillo Cuenca, E., González Cordero, A., Padra Gallardo, A., 2007. Origen prehistórico de la dehesa en Extremadura: una perspectiva paleoambiental. *Revista de estudios extremeños* 63(1), 493-510.
- López Saez, J.L., Corona, C., Stoffel, M., Rovéra, G., Astrade, L., Berger, F., 2011. Mapping of erosion rates in marly badlands based on a coupling of anatomical changes in exposed roots with slope maps derived from LiDAR data. *Earth Surface Processes and Landforms* 36(9), 1162-1171.
- Lozano-Parra, J., van Schaik, N.L.M.B., Schnabel, S., Gómez-Gutiérrez, Á., 2016. Soil moisture dynamics at high temporal resolution in a semiarid Mediterranean watershed with scattered tree cover. *Hydrological Processes* 30(8), 1155-1170.
- Mabit, L., Meusburger, K., Fulajtar, E., Alewell, C., 2013. The usefulness of ^{137}Cs as a tracer for soil erosion assessment: A critical reply to Parsons and Foster (2011). *Earth Science Reviews* 127, 300–307.
- Mabit L., Zapata F., Dercon G., Benmansour M., Bernard C., Walling D.E., 2014. Assessment of soil erosion and sedimentation: the role of fallout radionuclides. En: *Guidelines for using fallout radionuclides to assess erosion and effectiveness of soil conservation strategies*. IAEA Tecdoc Series 1741, IAEA, Viena.

-
- Manlay, R.J., Feller, C., Swift, M.J., 2007. Historical evolution of soil organic matter concepts and their relationships with the fertility and sustainability of cropping systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 119, 217-233.
- MAPA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación), 2008. Diagnóstico de las Dehesas Ibéricas Mediterráneas. Tragsatec.
- MAPAMA, 2017. Mapa de estados erosivos del suelo en España. Área de Hidrología y Zonas Desfavorecidas de la Dirección General de Desarrollo Rural y Política Forestal del Ministerio de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. Recurso en línea: (http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mapas_estados_erosivos.aspx).
- Martín Bolaños, M., 1943. Consideraciones sobre los encinares de España. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias, Madrid.
- Martín Galindo, J.L., 1966. La dehesa extremeña como un tipo de explotación agraria. *Estudios Geográficos* 27, 157-226.
- Martin, Y., Valeo, C., Tait, M., 2008. Centimetre-scale digital representations of terrain and impacts on depression storage and runoff. *Catena* 75(2), 223-233.
- Martín Lobo, M., 1992. Perspectiva forestal de Extremadura. *Agricultura: Revista Agropecuaria* 714, 57-60.
- Martínez-Zavala, L., Jordán, A., 2008. Effect of rock fragment cover on interrill soil erosion from bare soils in Western Andalusia, Spain. *Soil Use and Management* 24(1), 108-117.
- Mateos Rodríguez, B., Schnabel, S., 2002. Rainfall interception by holm oaks in mediterranean open woodland. En: Garcia-Ruiz, J.M., Jones, J.A.A., Arnaez, J. (eds.), *Environmental change and water sustainability*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas and University of La Rioja Press, 31–42.
- Meng, X., Currit, N., Zhao, K., 2010. Ground filtering algorithms for airborne LiDAR data: A review of critical issues. *Remote Sensing* 2(3), 833-860.

- Meyer, L.D., 1986. Erosion processes and sediment properties for agricultural cropland. En: Abrahams, A.D. (eds.), *Hillslope Processes*. Allen and Unwin, Boston, 55-76.
- Meyer, L.D., 1994. Rainfall simulators for soil erosion research. En: Lal, R. (eds.), *Soil erosion research methods*. Routledge, 83-104.
- Middleton, H.E., 1930. Properties of soils which influence soil erosion. US Department of Agriculture, Technical Bulletin 178, Washington D.C.
- Montero, G., San Miguel, A., Cañellas, I., 1998. Sistemas de selvicultura mediterránea. La dehesa, in: Jiménez Díaz, R.M., Lamo de Espinosa, J. (eds.), *Agricultura Sostenible*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, 519–554.
- Montero, M.J., Moreno, G., Bertomeu, M., 2008. Light distribution in scattered-trees open woodlands in Western Spain. *Agroforestry Systems* 73(3), 233-244.
- Montoya Oliver, J.M., 1982. Efectos del arbolado de las dehesas sobre los factores ecológicos que actúan al nivel del sotobosque. *Anales INIA, Serie Forestal* 5, 61-85.
- Montoya, O., 1993. La seca de encinas y alcornoques. *Albear* 3. Consejería de Agricultura y Comercio. Junta de Extremadura. Badajoz, 4-11.
- Moore, I., Burch, G., 1986. Sediment transport capacity of sheet and rill flow: application of unit stream power theory. *Water Resources Research* 22(8), 1350-1360.
- Moreno, G., Pulido, F.J., 2009. The Functioning, Management and Persistence of Dehesas, in: Rigueiro, A., McAdam, J., Mosquera, R. (eds.), *Agroforestry in Europe*. Springer, Amsterdam, 127-160.
- Morgan, R.P.C., 1986. *Soil Erosion and Conservation*. Longman, Essex.
- Morgan, R.P.C., 1997. *Erosión y Conservación del Suelo*. Mundi Prensa, Madrid.
- Musgrave, G.W., 1947. The quantitative evaluation of factors in water erosion—a first approximation. *Journal of Soil and Water Conservation* 2, 133-138.

- Nanko, K., Mizugaki, S., Onda, Y., 2008. Estimation of soil splash detachment rates on the forest floor of an unmanaged Japanese cypress plantation based on field measurements of throughfall drop sizes and velocities. *Catena* 72(3), 348-361.
- Ninyerola M, Roure JM, Pons X. 2005. Atlas climático digital de la Península Ibérica: metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica. Universidad Autónoma de Barcelona., Barcelona, Spain.
- Oldeman, L.R., Hakkeling, R.T.A., Sombroek, W.G., 1991. World map of the status of human-induced soil degradation: an explanatory note, 2nd. rev. ISRIC, Wageningen UNEP, Nairobi.
- Oldeman, L.R., 1992. Global extent of soil degradation. In Bi-Annual Report 1991-1992/ISRIC, ISRIC: The Netherlands, 19-36
- Oldeman, L.R., 1994. The global extent of soil degradation. En: Greenland, D.J., Szabolcs, I. (eds.). *Soil Resilience and Sustainable Land Use*. Wallingford, UK, 99-118.
- Ohnuki, T., 1994. Sorption characteristics of cesium on sandy soils and their components. *Radiochim. Acta* 65, 75-80.
- Onstad, C., 1984. Depressional storage on tilled soil surfaces. *Transactions of the ASAE* 27(3), 729-732.
- Osterkamp, W.R., 2008. Annotated Definitions of Selected Geomorphic Terms and Related Terms of Hydrology, Sedimentology, Soil Science and Ecology. Geological Survey (US).
- Oztas, T., Koc, A., Comakli, B., 2003. Change in vegetation and soil properties along a slope on overgrazed and eroded rangelands. *Journal of Arid Environments* 55, 93-100.
- Palacio, R.G., Bisigato, A.J., Bouza, P.J., 2014. Soil erosion in three grazed plant communities in Northeastern Patagonia. *Land Degradation and Development* 25, 594–603.
- PAND, 2008. Programa de Acción Nacional contra la Desertificación. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

- Papanastasis, V.P., 2004. Vegetation degradation and land use changes in agrosilvopastoral systems, in: Schnabel, S., Ferreira, A. (Eds.), Sustainability of agrosilvopastoral systems –Dehesas, Montados-, *Advances in GeoEcology* 37. Catena Verlag GMBH, Reiskirchen, Germany, 1-12.
- Parker, G.G., Jenne, E.A., 1967. Structural failure of Western U.S. highways caused by piping. *Highway Research Record* 203, 57-76.
- Parra, F., 1988. La dehesa y el olivar. *Editorial Debate*.
- Parsons, A.J., Foster, I.D.L., 2011. What can we learn about soil erosion from the use of ¹³⁷Cs? *Earth Science Reviews* 108, 101–113
- Parsons, J.D., 1966. La economía de las montaneras en los encinares del suroeste de España. *Estudios Geográficos* 27(103), 309-329.
- Peña, J.L., Echeverría, M.T., Petit-Maire, N., Lafont, R., 1993. Cronología e interpretación de las acumulaciones holocenas de la val de las Lenas (Depresión del Ebro, Zaragoza). *Geographica* 30, 321-332.
- Peña, J., Echeverría, M., Julián, A., Chueca, J., 2000. Processus d'accumulation et d'incision pendant l'Antiquité Classique dans la vallée de la Huerva (Bassin de l'Ebre, Espagne). *Geoarchaeology of the Landscapes of Classical Antiquity*, 151-159.
- Pereira, H.M., Domingos, T., Vicente, L., 2004. Portugal Millennium Ecosystem Assessment: State of the Assessment Report. Centro de Biologia Ambiental de la Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Portugal, 68.
- Pereira, J., García, E., de Illescas, A., 2002. Bellotas, el alimento de la edad de oro. Bellotas, el alimento de la Edad de Oro. *Arqueoweb* 4.
- Pimentel, D., 2006. Soil Erosion: A Food and Environmental Threat. *Environment, Development and Sustainability* 8(1), 119-137.
- Pirotti, F., Guarnieri, A., Vettore, A., 2013. State of the art of ground and aerial laser scanning technologies for high-resolution topography of the earth surface. *European Journal of Remote Sensing* 46(1), 66-78.

- Plieninger, T., Pulido, J.F., Konold, W., 2003. Effects of land-use history on size structure of Holm oak stands in Spanish dehesas: implications for conservation and restoration. *Environmental Conservation* 30, 61-70.
- Plieninger, T., 2006. Habitat loss, Fragmentation, and Alteration – Quantifying the Impact of Land-use Changes on a Spanish Dehesa Landscape by Use of Aerial Photography and GIS. *Landscape Ecology* 21, 91-105.
- Podwojewski, P., Janeau, J.L., Grellier, S., Valentin, C., Lorentz, S., Chaplot, V., 2011. Influence of grass soil cover on water runoff and soil detachment under rainfall simulation in a sub-humid South African degraded rangeland. *Earth Surface Processes and Landforms* 36(7), 911-922.
- Porto, P., Walling, D.E., Ferro, V., 2001. Validating the use of caesium-137 measurements to estimate soil erosion rates in a small drainage basin in Calabria, Southern Italy. *Journal of Hydrology* 248(1-4), 93-108.
- Porto, P., Walling D.E., Alewell, C., Callegari, G., Mabit, L., Mallimo, N., Meusburger, K., Zehringer, M., 2014. Use of a ¹³⁷Cs re-sampling technique to investigate temporal changes in soil erosion and sediment mobilisation for a small forested catchment in southern Italy. *Journal of Environmental Radioactivity* 138, 137-148.
- Pulido, F., Picardo, Á., 2010. Libro verde de la dehesa. Documento para el debate hacia una estrategia ibérica de gestión. Recurso en línea:
http://www.eweb.unex.es/eweb/accionporladehesa/documentos/libro_verde_dehesa.pdf
- Pulido, F., McCreary, D., Cañellas, I., McClaran, M., Plieninger, T., 2013. Oak regeneration: ecological dynamics and restoration techniques. En: Campos, P., Huntsinger, L., Oviedo, J.L., Starrs, P.F., Díaz, M., Standiford, R.B., Montero, G., (eds.), *Mediterranean Oak Woodlands Working Landscapes*. Landscapes Series 16, Springer, 123-144.
- Pulido, F., Castaño, F.M., Bertomeu, M., Bertomeu, M., Moreno, G., 2015. Recursos forestales. En: Campos, P., Pulido, F., (eds), *La Dehesa de la Luz en la vida de los*

- arroyanos. Ayuntamiento de Arroyo de la Luz. Editorial Luz y Progreso, Cáceres, pp. 109-125.
- Pulido-Fernández, M., Schnabel, S., Lavado-Contador, J.F., Miralles Mellado, I., Ortega Pérez, R., 2013. Soil organic matter of Iberian open woodland rangelands as influenced by vegetation cover and land management. *Catena* 109, 13-24.
- Pulido, M., 2014. Indicadores de calidad del suelo en áreas de pastoreo. Tesis Doctoral. Universidad de Extremadura.
- Pulido, M., Schnabel, S., Lavado Contador, J.F., Lozano-Parra, J., González, F., 2016. The impact of heavy grazing on soil quality and pasture production in rangelands of SW Spain. *Land Degradation and Development* 29(2), 219-230.
- Puigdefábregas, J., Mendizabal, T., 1998. Perspectives on desertification: western Mediterranean. *Journal of Arid Environments* 39(2), 209-224.
- Quézel, P., Barbero, M., 1990. Les forêts méditerranéennes problèmes poses par leur signification historique, écologique et leur conservation. *Acta Botánica Malacitana* 15, 145-178.
- Rafferty, B., Brennan, M., Dawson, D., Dowding, D., 2000. Mechanisms of ^{137}Cs migration in coniferous forest soils. *J Environ Radioactiv* 48, 131-143
- Rafferty, B., Brennan, M., Dawson, D., Dowding, D., 2000. Mechanisms of ^{137}Cs migration in coniferous forest soils. *Journal of Environmental Radioactivity* 48(2), 131-143.
- Ritchie, J.C., Spraberry, J.A., McHenry, J.R., 1974. Estimating soil erosion from the redistribution of fallout ^{137}Cs . *Soil Science Society of America Journal* 38(1), 137-139.
- Ritchie, J.C., Ritchie, C.A., 2000. Bibliography of publication of ^{137}Cs study related to erosion and sediment deposition. Document Contribution to the IAEA CRP on the Assessment of Soil Erosion Through the Use of Cs-137 and Related Techniques as a Basis for Soil Conservation, Sustainable Agricultural Production, and Environmental Quality (D1.50.05) and the IAEA CRP on Soil Erosion and Sediment Assessment

Studies by Environmental Radionuclides and Their Application to Soil Conservation Measures (F3.10.01).

- Renschler, C.S., Harbor, J., 2002. Soil erosion assessment tools from point to regional scales—the role of geomorphologists in land management research and implementation. *Geomorphology* 47(2), 189-209.
- Rickson, R.J., Morgan, R.P.C., 1988. Approaches to modelling the effects of vegetation on soil erosion by water. En: Morgan, R.P.C., Rickson, R.J. (eds.), *Agriculture. Erosion assesment and modelling*. Commission of the European Communities, Luxemburgo, 237-253
- Rodríguez-Caballero, E., Cantón, Y., Chamizo, S., Afana, A., Solé-Benet, A., 2012. Effects of biological soil crusts on surface roughness and implications for runoff and erosion. *Geomorphology* 145, 81-89.
- Romero Díaz, A., Marín Sanleandro, P., Sánchez Soriano, A., Belmonte Serrato, F., Faulkner, H., 2007. The causes of piping in a set of abandoned agricultural terraces in southeast Spain. *Catena* 69, 282–293.
- Romero Díaz, A., Ruiz Sinoga, J.D., 2015. Assessment of soil erosion through different experimental methods in the Region of Murcia (South-East Spain). En: Dykes, A.P., Mulligan, M., Wainwright, J., (eds.), *Monitoring and Modelling Dynamic Environments (A Festschrift in Memory of Professor John B. Thornes)*, Jhon Eiley and Sons, Oxford, 11-43.
- Rubio-Delgado, J., Schnabel, S., Gómez-Gutiérrez, A., Berenguer, F., 2014. Estimación de tasas de erosión históricas en dehesas utilizando raíces arbóreas expuestas y láser escáner terrestre. *Cuaternario y Geomorfología* 28(3-4), 69-84.
- Rubio-Delgado, J., Schnabel, S., Gómez-Gutiérrez, Á., 2016. Corrección del crecimiento basal de *Quercus ilex* para estimar tasas de erosión a partir de raíces semi-expuestas. En: *Comprendiendo el relieve: del pasado al futuro*; Durán Valsero, J.J., Montes Santiago, M., Robador Moreno, A. and Salazar Rincón, A. (eds.). Instituto Geológico y Minero de España, 159-165.

-
- Rubio-Delgado, J., Guillén, J., Corbacho, J.A., Gómez-Gutiérrez, Á., Baeza, A., Schnabel, S., 2017. Comparison of two methodologies used to estimate erosion rates in Mediterranean ecosystems: ^{137}Cs and exposed tree roots. *Science of the Total Environment* 605-606, 541-550.
- Rubio-Delgado, J., Schnabel, S., Gómez-Gutiérrez, Á., Sánchez-Fernández, M., 2018. Estimation of soil erosion rates in dehesas using the inflection point of holm oaks. *Catena* 166, 56-67.
- San Miguel, A., 1994. La dehesa española: origen, tipología, características y gestión.
- Sancho, C., Peña, J., Muñoz, A., Benito, G., McDonald, E., Rhodes, E.J., Longares, L., 2008. Holocene alluvial morphopedosedimentary record and environmental changes in the Bardenas Reales Natural Park (NE Spain). *Catena* 73(3), 225-238.
- Scarascia-Mugnozza, G., Oswald, H., Piussi, P., Radoglou, K., 2000. Forests of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management* 132(1), 97-109.
- Schnabel, S., Gómez Amelia, D., 1993. Variability of gully erosion in a small catchment in south-west Spain. *Acta Geológica Hispánica* 28(2), 27-35.
- Schnabel, S., 1994. Using botanical evidence for the determination of erosion rates in semi-arid tropical areas. *Advances in GeoEcology*. 27, 31-45.
- Schnabel, S.C., Amelia, D.G., Herguijuela, R.B., 1994. La cubierta vegetal como factor de degradación en una zona de dehesa (provincia de Cáceres) *Geomorfología en España: III Reunión de geomorfología, Logroño*. Sociedad Española de Geomorfología, 211-226.
- Schnabel, S., 1997. Soil erosion and runoff production in a small watershed under silvopastoral landuse (Dehesas) in Extremadura, Spain. *Geoforma Ediciones, Logroño, Spain*.

- Schnabel, S., González, F., Murillo, M., Moreno, V., 2001. Different techniques of pasture improvement and soil erosion in a wooded rangeland in SW Spain. En: Conacher, A. (ed.), *Land Degradation*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 241-257.
- Schnabel S., Lavado Contador, J.F., Gómez Gutiérrez, A., Lagar Timón, D., 2006. La degradación del suelo en las dehesas de Extremadura. En: Espejo Díaz, M., Martín Bellido, M., Matos, C., Mesías Díaz. (eds.), *Gestión ambiental y económica del ecosistema dehesa en la Península Ibérica*, Junta de Extremadura, Mérida, 63-71.
- Schnabel, S., Gómez Gutiérrez, Á., Lavado Contador, J.F., 2009. Grazing and soil erosion in dehesas of SW Spain. En: Romero Díaz, M.A., Belmonte Serrato, F., Alonso Sarria, F., López Bermúdez, F., (eds.), *Advances in studies on desertification: Contributions to the International Conference on Desertification in memory of Professor John B. Thornes Editum*, Murcia, España, 725-728.
- Schnabel, S., Ceballos Barbancho, A., Gómez Gutiérrez, Á., 2010. Erosión hídrica en la dehesa extremeña. En: Schnabel, S., Lavado Contador, J.F., Gómez Gutiérrez, Á., García Marín, R. (eds.), *Aportaciones a la Geografía Física de Extremadura con especial referencia a las dehesas*. Fundicotex, Cáceres, España, 153-185.
- Schnabel, S., Dahlgren, R.A., Moreno-Marcos, G., 2013. Soil and water dynamics, Mediterranean Oak Woodlands Working Landscapes. En: Campos, P., Huntsinger, L., Oviedo, J.L., Starrs, P.F., Díaz, M., Standiford, R.B., Montero, G. (eds.), *Mediterranean Oak Woodlands Working Landscapes*. Landscapes Series 16, Springer, 91-121.
- Scott, M.L., Auble, G.T., Friedman, J.M., 1997. Flood dependency of cottonwood establishment along the Missouri River, Montana, USA. *Ecological Applications* 7(2), 677-690.
- Serrada, R., San Miguel, A., 2008. Selvicultura en dehesas. *Compendio de Selvicultura Aplicada en España*. INIA, Madrid, 861-887.
- Shakesby, R.A., Coelho, C.O.A., Schnabel, S., Keizer, J.J., Clarke, M.A., Lavado Contador, J.F., Walsh, R.P.D., Ferreira, A.J.D., Doerr, S.H., 2002. A ranking methodology for

- assessing relative erosion risk and its application to dehesas and montados in Spain and Portugal. *Land Degradation and Development* 13(2), 129-140.
- Shulman, E., 1945. Root growth-rings and chronology *Tree-Ring Bulletin* 11(1), 2-5.
- Sutherland, R.A., 1994. Spatial variability of ^{137}Cs and the influence of sampling on estimates of sediment redistribution *Catena* 21(1), 57-71.
- Sithole, G., Vosselman, G., 2004. Experimental comparison of filter algorithms for bare-Earth extraction from airborne laser scanning point clouds. *ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing* 59(1), 85-101.
- Smith, D.D., Whitt, D.M., 1948. Estimating soil losses from field areas of claypan soil. *Soil Science Society of America Journal* 12(C), 485-490.
- Smith, M.W., Vericat, D., 2015. From experimental plots to experimental landscapes: topography, erosion and deposition in sub-humid badlands from Structure-from-Motion photogrammetry. *Earth Surface Processes and Landforms* 40, 1656-1671.
- Smith, R.M., Stamey, W.L., 1965. Determining the range of tolerable erosion. *Soil Science* 100(6), 414-424.
- Solé Benet, A., 2006. Spain. En: Boardman, J., Poesen, J. (eds.), *Soil Erosion in Europe*. John Wiley and Sons, London, 311-346.
- Stevenson, A.C., Harrison, R.J., 1992. Ancient forests in Spain: a model for land-use and dry forest management in south-west Spain from 4000 BC to 1900 AD. *Proceedings of the Prehistoric Society* 58, 227-247.
- Stoffel, M., Corona, C., Ballesteros-Cánovas, J.A., Bodoque, J.M., 2013. Dating and quantification of erosion processes based on exposed roots. *Earth-Science Reviews* 123, 18-34.
- Stocking, M., 1994. Vegetative cover and management effects. *Soil erosion: research methods*. Soil and Water Conservation Society, Ankeny 211-232.

-
- Stocking, M., Murnaghan, N., 2003. Manual para la evaluación de campo de la degradación de la tierra, Mundi-Prensa, Madrid, España.
- Strong, H.M., 1937. The Soil Conservation Service and its Work. *Journal of Geography* 36(7), 249-260.
- Tarboton, D.G., 1997. A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. *Water Resources Research* 33(2), 309-319.
- Theocharopoulos, S.P., Florou, H., Walling, D.E., Kalantzakos, H., Christou, M., Tountas, P., Nikolaou, T., 2003. Soil erosion and deposition rates in a cultivated catchment area in central Greece, estimated using the ^{137}Cs technique. *Soil and Tillage Research* 69(1-2), 153-162
- Telewski, F.W., 1993. Determining the germination date of woody plants: a proposed method for locating the root/shoot interface. *Tree-Ring Bulletin* 53, 13-16.
- Thorne, C.R., Zevenbergen, L.W., Grissinger, E.H., Murphey, J.B., 1986. Ephemeral gullies as source of sediment. *Proceedings of the Fourth Federal Interagency Sedimentation Conference* 1, 152-161.
- Tomé, M., 2004. Modelo de crescimento e produção para a gestão do montado de sobro em Portugal. Projecto POCTI/AGR/35172/99. Relatório Final – Relatório de Execução Material (Volume I). Publicações GIMREF RFP 1/2004. Universidade Técnica de Lisboa. Instituto Superior Agronomia, Centro de Estudos Florestais, Lisboa.
- Tomé, J., Tomé, M., Barreiro, S., Paulo, J.A., 2006. Age-independent difference equations for modelling tree and stand growth. *Canadian Journal of Forest Research* 36, 1621-1630.
- Trimble, S.W., 1983. A sediment budget for Coon Creek Basin in the Driftless area Wisconsin, 1885–1977. *American Journal of Science* 283, 454–474.
- Tsara, M., Gerontidis, S., Marathianou, M., Kosmas, C., 2001. The long-term effect of tillage on soil displacement of hilly areas used for growing wheat in Greece. *Soil Use and Management* 17, 113-120.

-
- Tuset, J., Hinarejos, C., Mira, J., Cobos, J., 1997. Síntomas de estrés hídrico y de "seca" en encinas (*Quercus ilex subsp. ballota*) inoculadas con *Phytophthora cinnamomi* en una dehesa del centro de España. *Congresos Forestales*, 473-478.
- UNEP, 1992. *World Atlas of desertification*. United Nations Environment Programme.
- UNSCEAR, 2000. Annex C: Exposures to the public from man-made sources of radiation. In: *Sources and Effects of Ionizing Radiation*, Vol. I, United Nations Publication.
- USDA, 2004. *Soil Survey Laboratory Methods Manual*. Soil Survey Investigations Report 42. Version 4.0. USDA-NCRS, Lincoln, USA.
- Valbuena-Carabaña, M., de Heredia, U. L., Fuentes-Utrilla, P., González-Doncel, I., Gil, L., 2010. Historical and recent changes in the Spanish forests: a socio-economic process. *Review of palaeobotany and palynology* 162(3), 492-506.
- Valmore, C., LaMarche, Jr., 1968. Rates of Slope Degradation as Determined from Botanical Evidence, White Mountains, California. *U.S. Geological Survey Professional Paper*. 352-I, 37.
- Van Bergeijk, K.E., Noordijk, V.H., Lembrechts, J., Frissel, M.J., 1992. Influence of pH, soil type and soil organic matter content on soil-to-plant transfer of radiocesium and strontium as analyzed by a nonparametric method. *Journal of Environmental Radioactivity* 15(3), 265-276.
- Van der Leeuw, S.E., 1994. Understanding the natural and anthropogenic causes of soil degradation and desertification in the Mediterranean Basin, Volume 2: Temporalities and Desertification in the Vera Basin. Commission of the European Union, Brussels.
- Verheijen, F.G., Jones, R.J., Rickson, R.J., Smith, C.J., 2009. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth Science Reviews* 94(1-4), 23-38.
- Wainwright, J., Thornes, J.B., 2004. *Environmental issues in the Mediterranean: processes and perspectives from the past and present (Vol.1)*. Routledge.
- Walling, D.E., 1999. Linking land use, erosion and sediment yields in river basins. *Hydrobiologia* 410, 223-240.

- Walling, D.E., Quine, T.A., 1993. Use of caesium-137 as a tracer of erosion and sedimentation: Handbook for the application of the caesium-137 technique. U.K Overseas Development Administration Research Scheme, Department of Geography, University of Exeter, Exeter, United Kingdom.
- Walling, D.E., Webb, B. (eds.), 1996. Erosion and Sediment Yield: Global and Regional Perspectives. IAHS Press 236, Wallingford.
- Walling, D.E., He, Q., 1999. Improved models for estimating soil erosion rates from cesium-137 measurements. *Journal of Environmental Quality* 28(2), 611-622.
- Wang, C., Menenti, M., Stoll, M.P., Feola, A., Belluco, E., Marani, M., 2009. Separation of ground and low vegetation signatures in LiDAR measurements of salt-marsh environments. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 47(7), 2014-2023.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1978. Predicting Rainfall Erosion Losses. United States Department of Agriculture. Science and Education Administration. Agriculture Handbook 537.
- Young, R.A., Römken, M.J.M., McCool, D.K., 1990. Temporal variations in soil erodibility. *Catena Supplemente* 17, 41-53.
- Zapata, L., 2000. La recolección de plantas silvestres en la subsistencia mesolítica y neolítica. *Complutum* 11, 157-169.
- Zapata, F., 2003. The use of environmental radionuclides as tracers in soil erosion and sedimentation investigations: Recent advances and future developments. *Soil and Tillage Research* 69, 3-13.
- Zhixiong, L., Nan, C., Perdok, U., Hoogmoed, W., 2005. Characterisation of soil profile roughness. *Biosystems Engineering* 91(3), 369-377.
- Zingg, A.W., 1940. Degree and length of land slope as it affects soil loss in run-off. *Agricultural Engineering* 21, 59-64.

SOBRE LA AUTORA

Judit Rubio Delgado se licenció en Geografía y Ordenación del Territorio por la Universidad de Extremadura (UEX) en el año 2011. En 2012 cursó un Máster Universitario en Investigación en Artes y Humanidades con Especialidad en Geografía, Historia e Historia del Arte, así como un Máster Universitario en Tecnologías de la Información Geográfica y Teledetección, ambos de la UEX. Además, gracias a una



beca de iniciación a la investigación concedida por la UEX, desarrolló su trabajo de grado titulado “*Erosión del suelo histórica en dehesas mediante técnicas dendrogeomorfológicas (raíces expuestas) y láser escáner terrestre*”, con el que le otorgaron el Premio Extraordinario de Licenciatura. En 2013 recibió una segunda beca de investigación con la que comenzó sus estudios de postgrado. Ese mismo año la Junta de Extremadura le concedió una ayuda para la Formación del Personal Investigador (FPI) con la que ha llevado a cabo su tesis doctoral, “*Tasas de erosión laminar históricas en Dehesas*”.

Durante la etapa predoctoral, realizó una estancia corta con el Grupo de Investigación Dendrolab de la Universidad de Berna (Suiza), para formarse en técnicas dendrocronológicas.

Actualmente, trabaja como Personal Científico Investigador en el Departamento de Matemáticas de la UEX, aplicando técnicas de Teledetección a la Agricultura de Precisión en el marco del proyecto “*Implementación de componentes necesarios para el desarrollo de un sistema de ayuda a la decisión y automatización del cultivo, apoyado en técnicas estadísticas de análisis masivo de datos, sensores fijos y fuentes de datos externas, (AA-16-0091-1)*” financiado por la Junta de Extremadura y por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional.

Judit ha publicado varios trabajos en revistas internacionales como *Science of the Total Environment* o *Catena*, y revistas nacionales como *Cuaternario* y *Geomorfología*. Además, ha presentado sus resultados en diferentes congresos tanto nacionales como

internacionales. A continuación, se presenta una lista con las publicaciones relacionadas con la tesis doctoral.

Lista de publicaciones relacionadas con la tesis doctoral

Gómez-Gutiérrez, Á., Schnabel, S., Rubio-Delgado, J., Morales, Á., de Sanjosé, J.J., Berenguer, F., 2012. Desarrollo de una metodología para la estimación de tasas de erosión laminar históricas a partir de raíces expuestas y escáner laser terrestre. En: Díez, A.G. et al. (eds.), *Avances de la Geomorfología de España. XII Reunión Nacional de Geomorfología*, Santander, 223-227.

Gómez-Gutiérrez, Á., Schnabel, S., Lavado Contador, J.F., Rubio-Delgado, J., 2012. Developing a methodology to estimate historical sheet erosion rates using exposed roots and terrestrial laser scanner. EGU General Assembly 14, Viena.

Gómez-Gutiérrez, Á., Schnabel, S., Rubio-Delgado, J., Berenguer, J., Lavado Contador, J.F., 2013. Estimation of medium-term soil erosion rates by means of terrestrial laser scanner and exposed roots. 8th IAG International Conference, París.

Schnabel, S., Rubio-Delgado, J., Gómez-Gutiérrez, Á., 2014. Historical soil erosion rates in rangelands of SW Spain determined using botanical evidences and high-resolution 3D data. EGU General Assembly 16, Viena.

Rubio-Delgado, J., Schnabel, S., Gómez-Gutiérrez, Á., 2014. Variación espacial de la erosión laminar en una ladera de dehesa. En: Schnabel, S., Gómez-Gutiérrez, Á. (eds.), *Avances de la Geomorfología en España 2012-2014. XIII Reunión Nacional de Geomorfología*, Cáceres, 258-261.

Schnabel, S., Corbacho, J.Á., Guillén, J., Rubio-Delgado, J., 2014. Determinación de tasas de erosión del suelo históricas utilizando raíces expuestas y Cesio 137. En: Schnabel, S., Gómez-Gutiérrez, Á. (eds.), *Avances de la Geomorfología en España 2012-2014. XIII Reunión Nacional de Geomorfología*, Cáceres, 262-265.

Rubio-Delgado, J., Schnabel, S., Gómez-Gutiérrez, Á., Berenguer, F., 2014. Estimación de tasas de erosión históricas en dehesas utilizando raíces arbóreas expuestas y láser escáner terrestre. *Cuaternario y Geomorfología* 28(3-4), 69-84.

- Rubio-Delgado, J., Schnabel, S., Gómez-Gutiérrez, Á., 2015. Developing a methodology to correct the influence of holm oak secondary growth on the determination of soil erosion rates. *Tree-Rings in Archeology, Climatology and Ecology (TRACE)*, Sevilla, Spain.
- Rubio-Delgado, J., Schnabel, S., Gómez-Gutiérrez, Á., 2016. Corrección del crecimiento basal de *Quercus ilex* para estimar tasas de erosión a partir de raíces semi-expuestas. En: Durán Valsero, J.J., Montes Santiago, M., Robador Moreno, Á., Salazar Rincón, Á. (eds.), *Comprendiendo el relieve: del pasado al futuro*. Instituto Geológico y Minero de España. XIV Reunión Nacional de Geomorfología, 159-165.
- Rubio-Delgado, J., Gómez-Gutiérrez, Á., Schnabel, S., 2016. The use of laser scanner images to explain the spatial distribution of soil erosion rates in dehesas. *World Congress Silvo-Pastoral Systems 2016*, Évora, Portugal.
- Rubio-Delgado, J., Guillén, J., Corbacho, J.Á., Gómez-Gutiérrez, Á., Baeza, A., Schnabel, S., 2017. Comparison of two methodologies used to estimate erosion rates in Mediterranean ecosystems: ^{137}Cs and exposed tree roots. *Science of the Total Environment* 605, 541-550.
- Rubio-Delgado, J., Schnabel, S., Gómez-Gutiérrez, Á., Sánchez-Fernández, M., 2018. Estimation of soil erosion rates in dehesas using the inflection point of holm oaks. *Catena* 166, 56-67.
- Rubio-Delgado, J., Schnabel, S., Gómez-Gutiérrez, Á., Lavado-Contador, J.F., (En revisión). Temporal and spatial variation of soil erosion in wooded rangelands of southwest Spain. *Earth Surface Processes and Landforms*.