

Runoff and erosion generation by simulated rainfall in a Mediterranean forest with forest management

Generación de escorrentía y erosión mediante lluvia simulada en un bosque mediterráneo con gestión forestal

Xavier Úbeda^{1*}; Joaquim Farguell^{1,2}; Marcos Francos³; Luís Outeiro⁴; Edinson Pacheco¹

¹Grup de Recerca Ambiental Mediterrània (GRAM), Departament de Geografia, Universitat de Barcelona. Montalegre, 6. 08001 Barcelona, España.

²Agència Catalana de l'Aigua. Generalitat de Catalunya. Provença, 204-208. 08036. Barcelona, España.

³Universidad de Tarapacá, Departamento de Ciencias Históricas y Geográficas. 18 de septiembre, 2222. 1010069. Arica, Chile.

⁴CETMAR (Centro Tecnológico do Mar). Eduardo Cabello s/n. 36208. Vigo, España.

*Corresponding author: xubeda@ub.edu, tel.: +34 934037892.

Abstract

Introduction: Forest management is necessary for forest conservation and the security of natural assets and people; however, forest management can have negative effects on some soil properties.

Objective: To determine whether forest management in a Mediterranean forest basin, consisting of *Quercus suber* L. and *Pinus halepensis* Mill., causes increased runoff and eroded material at slope level.

Materials and methods: Seven land-use units were selected: a) dense forest (no management); b) recently managed cork oak forest, c) recently managed pine forest; d) cork oak forest with two years of management, e) pine forest with two years of management, f) bare terrain with herbaceous vegetation and (g) a forest road. In each area, four rainfall simulations were carried out from a height of 2 m, at a pressure of 1.7 kg·cm⁻², equivalent to a rainfall intensity of 60 mm·h⁻¹. An ANOVA was performed and significant differences were verified (*post-hoc* Tukey test, $P < 0.05$).

Results and discussion: The forest road and the bare terrain, areas devoid of vegetation, produced more runoff (4 to 12 %) than more vegetated areas (<1 %). The forest road recorded significantly higher erosion values (96 g·m⁻²) than the other land uses (<4 g·m⁻²)

Conclusion: There is no difference in the generation of runoff and erosion in the managed areas, both pine and cork oak, compared to dense or unmanaged forest.

Keywords: Watershed; Vernegà basin; *Quercus suber*; *Pinus halepensis*, unmanaged forest.

Resumen

Introducción: La gestión forestal es necesaria para la conservación de los bosques y la seguridad de los bienes naturales y las personas; no obstante, el manejo forestal puede ocasionar efectos negativos en algunas propiedades del suelo.

Objetivo: Comprobar si la gestión forestal en una cuenca de bosque mediterráneo, compuesta por *Quercus suber* L. y *Pinus halepensis* Mill., es causante de una mayor escorrentía y material erosionado a nivel de vertiente.

Materiales y métodos: Se seleccionaron siete unidades de uso de suelo: a) bosque denso (sin gestión); b) bosque de alcornoques gestionado recientemente, c) bosque de pinos gestionado recientemente; d) bosque de alcornoques con dos años de gestión, e) bosque de pinos con dos años de gestión, f) un terreno yermo con vegetación herbácea y g) un camino forestal. En cada área se realizaron cuatro simulaciones de lluvia desde una altura de 2 m, a una presión de 1.7 kg·cm⁻² que equivale a una intensidad de precipitación de 60 mm·h⁻¹. Se hizo un ANOVA y se comprobaron las diferencias significativas (Tukey *post-hoc*, $P < 0.05$).

Resultados y discusión: El camino forestal y la zona yerma, áreas desprovistas de vegetación, produjeron escorrentía más elevada (4 a 12 %) que las zonas más vegetadas (<1 %). El camino forestal registró valores de erosión significativamente más altos (96 g·m⁻²) que el resto de los usos de suelo (<4 g·m⁻²)

Conclusión: No hay diferencia en la generación de escorrentía y erosión en las áreas gestionadas, tanto de pino como alcornoque, en comparación con el bosque denso o sin gestionar.

Palabras clave: Vertiente; cuenca de Vernegà; *Quercus suber*; *Pinus halepensis*, bosque sin gestión.

Introduction

Forest management is necessary for forest conservation and the safety of natural goods and people. In the mid-twentieth century, in many developed countries, agrosilvopastoral practices were abandoned due to the exodus of the population from the countryside to the city (Vélez, 2000). This led to increasingly dense vegetation in forest areas and the growth of shrub species that were previously used for domestic purposes or as feed for livestock. Gradually, these agricultural areas became forest ones due to abandonment, producing the advance of the forest and its density (Benayas, Martins, Nicolau, & Schulz, 2007).

In Catalonia, the study area, 65 % of the region is occupied by forests; 80 % of forest properties are privately owned and small (Cervera, Garrabou, & Tello, 2015), sometimes less than 25 ha. This combination of factors – high forest mass density, private ownership and small property size – makes forest management complex. In addition, another determining factor, and limiting at the same time, is the low profitability of forest production, which is why most landowners abandon their forests, neglecting the management needs of their plots (Martínez-Alier & Roca-Jusment, 2000). Another important consideration when managing is forest health. Lack of forest management has allowed the abundant growth of trees, although the individuals are often small in height and thickness due to competition among them (Benayas et al., 2007), which means a shortage of water and nutrients (Francos, Úbeda, Tort, Panareda, & Cerdà, 2016).

One problem related to the lack of forest management is that of large forest fires, an unresolved but identified problem. On many occasions, the availability of fuel is a product of the great forest fires of past decades, which turns the forest into a trap, due to the impossibility of intervention by extinguishing services in case of fire (Francos et al., 2018). In addition, sometimes, due to strong winds or heavy snowfalls, many of the weak trees die and fall forming a undergrowth full of dead fuel. The vertical and horizontal continuity of the fuel creates a scenario that, in the event of a forest fire, makes its extinction impossible. The flames can even spread as far as urban centers, with a very severe impact on the environment (Peix, 1999).

At the beginning of the 21st century, Catalonia began to undertake forest management from the autonomous administration, incorporating management into land-use plans (Plana, 2011). The body in charge of this is the Center for Forest Property (CPF) through so-called Forest Planning Instruments (IOFs), applicable in both private and public farms. The IOFs include Technical Plans for Forest Management and Improvement (PTGMF) and Simple Plans for Forest Management

Introducción

La gestión forestal es necesaria para la conservación de los bosques y la seguridad de los bienes naturales y de las personas. A mediados del siglo XX, en muchos países desarrollados, las prácticas agrosilvopastoriles fueron abandonadas debido al éxodo de la población del campo a la ciudad (Vélez, 2000). Este hecho conllevó a que la vegetación de las zonas forestales fuese cada vez más densa y produjo el crecimiento de especies arbustivas que anteriormente eran utilizadas con fines domésticos o como alimento para el ganado. Paulatinamente, estas zonas agrícolas fueron convirtiéndose en zonas forestales debido al abandono, produciendo el avance del bosque y su densidad (Benayas, Martins, Nicolau, & Schulz, 2007).

En Cataluña, zona de estudio, 65 % de la superficie está ocupada por bosques; 80 % de las propiedades forestales son privadas y de pequeña extensión (Cervera, Garrabou, & Tello, 2015), en ocasiones menores de 25 ha. Esta combinación de factores – densidad elevada de la masa forestal, propiedad privada y dimensión pequeña de la propiedad – hace que la gestión forestal sea compleja. Además, otro factor determinante, y limitante al mismo tiempo, es la baja rentabilidad de la producción forestal, por lo que la mayoría de los propietarios abandonan sus bosques, desatendiendo las necesidades de gestión de sus parcelas (Martínez-Alier & Roca-Jusment, 2000). Otra consideración importante a la hora de gestionar es la salud de los bosques. La falta de gestión forestal ha permitido el crecimiento abundante de árboles, aunque a menudo los individuos son pequeños en altura y grosor por la competencia entre ellos (Benayas et al., 2007), lo que supone escasez de agua y nutrientes (Francos, Úbeda, Tort, Panareda, & Cerdà, 2016).

Un problema relacionado con la falta de gestión forestal es el de los grandes incendios forestales; un problema no resuelto, pero sí identificado. En muchas ocasiones, la disponibilidad del combustible es producto de los grandes incendios forestales de décadas pasadas, lo que convierte al bosque en una trampa, debido a la imposibilidad de intervención de servicios de extinción en caso de incendio (Francos et al., 2018). A esto se añade que, en ocasiones, debido a los fuertes vientos o nevadas, gran parte de los árboles débiles mueren y caen formando un sotobosque lleno de combustible muerto. La continuidad vertical y horizontal del combustible crea un escenario que, en caso de incendio forestal, hace imposible su extinción. El avance de las llamas puede llegar incluso a núcleos urbanos, siendo el impacto muy severo en el medio ambiente (Peix, 1999).

A principios del siglo XXI, Cataluña comenzó a hacer gestión forestal desde la administración autónoma,

(PSGF), organizational tools in forest planning. Through the IOFs, actions that should be carried out in a forest farm in a period not exceeding 10 years are projected, during which time the basic objectives proposed by the landholder or legal representative and the manager must be achieved. The PTGMFs are a planning tool for the management of forest farms with an area equal to or greater than 25 ha. This instrument must ensure the improvement, sustainability and multifunctionality of the forest systems; make a careful forest parceling of the farm; consider and integrate land management plans, mainly in the field of forest fire prevention and control; introduce silvicultural standards to ensure the regeneration of the tree mass; and minimize the risks of erosion and fire. This system is normally used for the management of private forests (Centre de la Propietat Forestal [CPF], 2013).

On the other hand, forest management actions can have a negative effect on some soil properties. Mechanical clearing of the undergrowth can decompose the first horizons, due to the pulling up of roots and dragging of vegetation (Johnson, Johnson, Huntington, & Siccama, 1991). In addition, there may be a hydrologic change at the surface level of the soil, as the interception area changes completely and the soil may be more unprotected against the impacts of raindrops. Consequently, after such forest management, there may be increased runoff and erosion (McBroom, Beasley, Chang, & Ice, 2007). Runoff generation and erosion studies can be carried out at basin level by instrumentalizing riverbeds or at plot level on the slopes of these basins. There are some methods to assess increased runoff and erosion such as plots, sediment traps or rainfall simulations.

In the present study, the objective was to determine whether forest management (PTGMF) in a Mediterranean forest basin, composed of *Quercus suber* L. and *Pinus halepensis* Mill., is the cause of increased runoff and eroded material at slope level; the generation of runoff and erosion was compared to that of a dense control or unmanaged forest, a forest road, and a bare or sparsely vegetated area.

Materials and methods

Study area

The study area is located in northeastern Spain in the province of Girona in the Les Gavarres Massif, where for more than 30 years studies have been conducted on hydrology and erosion in different land uses, both at slope and basin level. The experimental 2.5 km² Vernegà stream basin is the study unit (Figure 1). The Vernegà stream is intermittent or seasonal due to the limited and highly variable rainfall and the granitic nature of the substrate that provides high

incorporando el manejo a los planes de ordenación territorial (Plana, 2011). El organismo encargado de ello es el Centro de la Propiedad Forestal (CPF) a través de los llamados Instrumentos de Ordenación Forestal (IOF), aplicables tanto en fincas privadas como públicas. En los IOF se engloban los Planes Técnicos de Gestión y Mejora Forestal (PTGMF) y los Planes Simples de Gestión Forestal (PSGF), figuras de ordenación en la planificación forestal. Mediante los IOF se proyectan las acciones que deben llevarse a cabo en una finca forestal en un plazo no superior a los 10 años, durante los cuales hay que alcanzar los objetivos básicos propuestos por el titular o representante legal y el gestor. Los PTGMF son un instrumento de ordenación para la gestión de fincas forestales con una superficie igual o superior de 25 ha. Este instrumento debe garantizar la mejora, sostenibilidad y multifuncionalidad de los sistemas forestales; hacer una parcelación forestal cuidadosa de la finca; considerar e integrar los planes de ordenación territorial, principalmente en el ámbito de la prevención y la lucha contra incendios forestales; introducir normas silvícolas para garantizar la regeneración de la masa arbórea; y minimizar los riesgos de erosión y de incendio. Esta figura normalmente es utilizada para la ordenación de los montes privados (Centre de la Propietat Forestal [CPF], 2013).

Por otra parte, las acciones de manejo forestal pueden ocasionar un efecto negativo en algunas propiedades del suelo. El desbroce del sotobosque de manera mecánica puede descomponer los primeros horizontes, debido al arranque de raíces y arrastre de la vegetación (Johnson, Johnson, Huntington, & Siccama, 1991). Además, puede haber un cambio hidrológico a nivel superficial del suelo, pues el área de interceptación cambia por completo y el suelo puede quedar más desprotegido ante los impactos de las gotas de lluvia. En consecuencia, después de dicho manejo forestal, puede haber un aumento de la escorrentía y erosión (McBroom, Beasley, Chang, & Ice, 2007). Los estudios de generación de escorrentía y de erosión pueden llevarse a cabo a nivel de cuenca instrumentalizando el cauce de los ríos o a nivel de parcela en las vertientes de estas cuencas. Hay algunos métodos para evaluar el aumento de escorrentía y erosión como las parcelas, trampas de sedimento o simulaciones de lluvia.

En el presente estudio, el objetivo fue comprobar si la gestión forestal (PTGMF) en una cuenca de bosque mediterráneo, compuesta por *Quercus suber* L. y *Pinus halepensis* Mill., es causante de una mayor escorrentía y material erosionado a nivel de vertiente; la generación de escorrentía y erosión se compararon con el de un bosque denso control o sin gestionar, un camino forestal y un área yerma o de vegetación escasa.

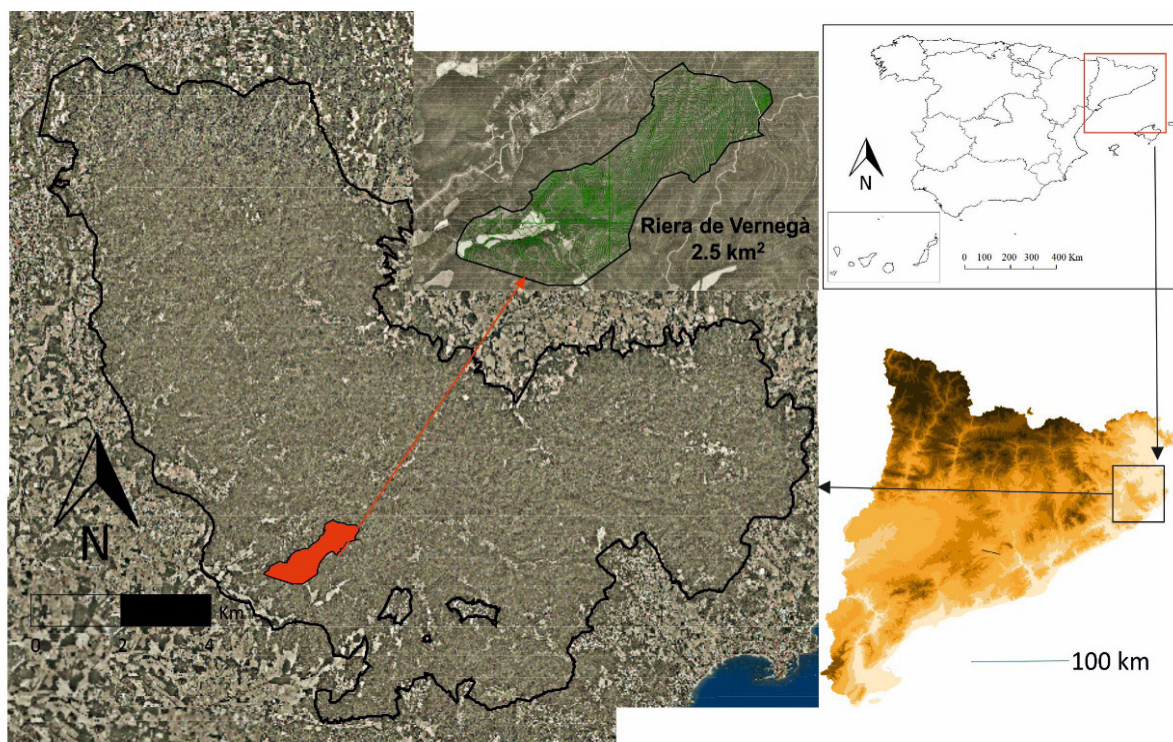


Figure 1. Location of the study area. Spain, Catalonia, Les Gavarres Massif and Vernegà Basin.

Figura 1. Localización del área de estudio. España, Cataluña, Macizo de Les Gavarres y Cuenca de Vernegà.

permeability, having a granitic aquifer inside. The climate is subhumid Mediterranean with average annual rainfall of around 650 mm. Most precipitation occurs during autumn and spring. The depth of the Luvisol-classified soil (IUSS Working Group WRB, 2006) is 1 m, with a structure composed of 80 % sand, 18 % silt and 2 % clay. The vegetation is composed of *Q. suber* and *Quercus ilex* L. and in some areas *Pinus pinaster* Aiton., *P. pinea* L. and *P. halepensis*, as well as a significant understory of *Erica arborea* spp. and *Arbutus unedo* L. as main shrubs. The density of forest roads in the basin is 2.1 km·km⁻².

Two FGWPs (2002-2012 and 2013-2023) have been carried out in the area. Their objectives were to clear the undergrowth to favor the growth of *Q. suber* (use of cork); clear the undergrowth, especially *E. arborea* and *A. unedo*, to favor *P. halepensis* (wood production); and generally clear the property to reduce the risk of forest fire. The management in this property was done mechanically with a brush cutter.

Methodology

Seven research units were selected: dense forest, recently managed *Q. suber* forest, *Q. suber* forest managed two years ago, recently managed *P. halepensis* forest, *P. halepensis* forest managed two years ago, a bare area with sparse vegetation and a forest road (Figure 2). In each area, four rainfall simulations were carried out

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio se encuentra en el noreste de España en la provincia de Girona en el Macizo de Les Gavarres, donde por más de 30 años se han realizado estudios sobre hidrología y erosión en diferentes usos del suelo, tanto a nivel de vertiente como de cuenca. La cuenca experimental de la riera de Vernegà de 2.5 km² es la unidad de estudio (Figura 1). La riera de Vernegà es intermitente o estacional debido a la lluvia limitada y altamente variable y a la naturaleza granítica del sustrato que proporciona alta permeabilidad, teniendo en su interior un acuífero granítico. El clima es mediterráneo subhúmedo con una precipitación media anual de alrededor de 650 mm. La mayor parte de la precipitación ocurre durante el otoño y la primavera. La profundidad de suelo clasificado como Luvisol (IUSS Working Group WRB, 2006) es de 1 m, con una estructura compuesta por 80 % de arena, 18 % de limo y 2 % de arcilla. La vegetación está compuesta por *Q. suber* y *Quercus ilex* L. y en algunas áreas *Pinus pinaster* Aiton., *P. pinea* L. y *P. halepensis*, además de un sotobosque importante de *Erica arborea* spp. y *Arbutus unedo* L. como arbustos principales. La densidad de caminos forestales en la cuenca es de 2.1 km·km⁻².

En esta zona se han ejecutado dos PTGMF (2002-2012 y 2013-2023), cuyos objetivos fueron el desbroce de

in June 2014; in total, 28 one-hour simulations were carried out. The four simulations, in each of the areas, were carried out in a 0.5 ha area.

The rainfall simulator and the method used are described by Calvo, Gisbert, Palau and Romero (1988). During the time that the simulated rainfall lasted, a pressure of 1.7 kg·cm⁻², equivalent to a rainfall intensity of 60 mm·h⁻¹, was maintained. The experimental area was 0.24 m² (Figure 2b) and the simulated rainfall precipitated from a height of 2 m (Figure 2c). A moisture recorder (Delta T Devices AT HH2) constantly monitored the first 10 cm of the soil.

The 0.24 m² plot had an outlet where the runoff water and the sediment transported by this water were collected and quantified. In each simulation the following variables were calculated: 1) initial and final moisture of the first 10 cm of the soil, 2) total rainfall (L), 3) total contribution (L·m⁻²), 4) runoff coefficient (%), 5) erosion/rainfall ratio (g·L⁻¹), 6) erosion/runoff ratio (g·L⁻¹), 6) erosion (g·m⁻²). An ANOVA was subsequently made and significant differences were verified by a *post-hoc* Tukey test ($P < 0.05$).

sotobosque para favorecer el crecimiento de *Q. suber* (aprovechamiento del corcho); desbroce de sotobosque, sobre todo de *E. arborea* y *A. unedo*, para el favorecimiento de *P. halepensis* (producción de madera); y el desbroce en general de la propiedad para disminuir el riesgo de incendio forestal. La gestión en esta propiedad se hizo de manera mecánica con desbrozadora.

Metodología

Se seleccionaron siete unidades de investigación: bosque denso, bosque de *Q. suber* gestionado recientemente, bosque de *Q. suber* gestionado hace dos años, bosque de *P. halepensis* gestionado recientemente, bosque de *P. halepensis* gestionado hace dos años, una zona yerma con vegetación escasa y un camino forestal (Figura 2). En cada área se hicieron cuatro simulaciones de lluvia en el mes de junio del 2014; en total se hicieron 28 simulaciones con una hora de duración. Las cuatro simulaciones, en cada una de las áreas, se realizaron en una extensión de 0.5 ha.

El simulador de lluvia y el método utilizado son descritos por Calvo, Gisbert, Palau y Romero (1988).



Figure 2. 2a) Dense forest; 2b) simulation plot in *Quercus suber* area with recent management; 2c) simulation in the *Pinus halepensis* area with recent management; 2d) simulation in the bare area; 2e) *Quercus suber* area after two years of management; 2f) forest road with runoff.

Figura 2. 2a) Bosque denso; 2b) parcela de simulación en área de *Quercus suber* con gestión reciente; 2c) simulación en área de *Pinus halepensis* con gestión reciente; 2d) simulación en el área yerma; 2e) área de *Quercus suber* tras dos años de gestión; 2f) camino forestal con escorrentía.

Results

According to Table 1, the moisture in the first 10 cm of soil was very low (0.5 to 0.8 %) before the rainfall simulations; in the end, the moisture in the vegetated areas was above 30 %, while in the bare area it was 25 % and on the road only 14.5 %. This indicates that the bare soil and road had less capacity to absorb water in their first centimeters.

Table 2 shows the rest of the variables analyzed after the rainfall simulation. The contribution in the forest road was significantly higher ($P < 0.01$, $14.59 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}$) than in the rest of the analyzed plots. The *P. halepensis* and *Q. suber* plots, both with recent management, the *P. halepensis* plots with two years of management, and the dense forest ones showed the lowest values ($<1 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}$).

The forest road and the bare terrain, areas devoid of vegetation, produced much higher runoff (4 to 12 %) than the more vegetated areas ($<1 \%$). These data are related to those of moisture, since these two land uses had less capacity to absorb water in the first 10 cm of the soil. The subgroups found in the statistical analysis were the same as in the contribution analysis (Table 2).

The erosion/rainfall ratio was significantly higher on the forest road ($0.69 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$) than in the rest of the plots. In this case, the use of bare soil had no significant differences ($P < 0.01$) with the other uses; apparently, forest management had no influence on the result. Concentration values were really low, from $0.0001 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ in *Q. suber* with recent management to $0.0088 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ in *Q. suber* with two-year management (Table 2).

With respect to the erosion/runoff ratio, the forest road had the highest value with 6.5 g of sediment per liter of runoff, then *P. halepensis* with recent management ($2.7 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$) stood out and then the other uses with values less than $1 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Table 2).

Erosion results were similar to those of the erosion/rainfall ratio analysis, as the forest road stood out for

Durante el tiempo que duró la precipitación simulada, se mantuvo una presión de $1.7 \text{ kg}\cdot\text{cm}^{-2}$ lo que equivale a una intensidad de precipitación de $60 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$. El área de experimentación fue de 0.24 m^2 (Figura 2b) y la lluvia simulada precipitó desde una altura de 2 m (Figura 2c). Un registrador de humedad (Delta T Devices AT HH2) monitoreó constantemente los primeros 10 cm del suelo.

La parcela de 0.24 m^2 tuvo una salida por donde se recogió y cuantificó el agua de escorrentía y también el sedimento transportado por esta agua. En cada simulación se calcularon las siguientes variables: 1) humedad inicial y final de los primeros 10 cm del suelo, 2) precipitación total (L), 3) aportación total ($\text{L}\cdot\text{m}^{-2}$), 4) coeficiente de escorrentía (%), 5) relación erosión/lluvia ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), 6) relación erosión/escorrentía ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), 6) erosión ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$). Posteriormente se hizo un ANOVA y las diferencias significativas se comprobaron mediante una prueba de Tukey *post-hoc* ($P < 0.05$).

Resultados

Acorde con el Cuadro 1, la humedad en los primeros 10 cm del suelo era muy baja (0.5 a 0.8 %) antes de las simulaciones de lluvia; al final, la humedad en las áreas con vegetación estuvo por encima del 30 %, mientras que en el yermo fue del 25 % y en el camino de tan solo 14.5 %. Esto indica que el suelo yermo y el camino tuvieron menos capacidad de absorber agua en sus primeros centímetros.

El Cuadro 2 muestra el resto de las variables analizadas después de la simulación de lluvia. La aportación en el camino forestal fue significativamente más alta ($P < 0.01$, $14.59 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}$) que en el resto de las parcelas analizadas. Las parcelas de *P. halepensis* y *Q. suber*, ambas con gestión reciente, de *P. halepensis* con dos años de gestión, y las de bosque denso mostraron los valores más bajos ($<1 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}$).

El camino forestal y la zona yerma, áreas desprovistas de vegetación, produjeron escorrentía de manera mucho más elevada (4 a 12 %) que las zonas más vegetadas ($<1 \%$). Estos datos se relacionan con los de

Table 1. Moisture of the first 10 cm of soil at each study site, before and after rainfall simulation.

Cuadro 1. Humedad de los primeros 10 cm del suelo en cada sitio de estudio, antes y después de la simulación de lluvia.

Moisture (%) / Humedad (%)	Dense forest / Bosque denso	<i>Quercus suber</i> (recent management) / (gestión reciente)	<i>Quercus suber</i> (two years of management) / (dos años de gestión)	<i>Pinus halepensis</i> (recent management) / (gestión reciente)	<i>Pinus halepensis</i> (two years of management) / (dos años de gestión)	Bare area / Yermo	Forest road / Camino forestal
Initial / Inicial	0.7	0.8	0.7	0.8	0.5	0.4	0.8
Final	39.4	41	36.4	31.5	41.8	25	14.5

Table 2. ANOVA of the variables related to erosion and runoff after a rainfall simulation in seven land uses.

Cuadro 2. ANOVA de las variables relacionadas con la erosión y escorrentía después de una simulación de lluvia en siete usos de suelo.

Variables	Study plots / Parcelas de estudio	Mean / Media	Standard deviation / Desviación estándar	P-value / Valor P
Contribution (L·m ⁻²) / Aportación (L·m ⁻²)	Dense forest / Bosque denso	0.80 c	0.33	**
	<i>Quercus suber</i> with recent management / <i>Quercus suber</i> con gestión reciente	0.35 c	0.07	
	<i>Q. suber</i> with two-year management / <i>Q. suber</i> con dos años de gestión	5.32 b	3.26	
	<i>Pinus halepensis</i> with recent management / <i>Pinus halepensis</i> con gestión reciente	0.18 c	0.06	
	<i>P. halepensis</i> with two-year management / <i>P. halepensis</i> con dos años de gestión	0.57 c	0.30	
	Bare area / Yermo	5.75 b	1.40	
Runoff coefficient (%) / Coeficiente de escorrentía (%)	Forest road / Camino forestal	14.59 a	1.69	
	Dense forest / Bosque denso	0.31 c	0.46	**
	<i>Q. suber</i> with recent management / <i>Q. suber</i> con gestión reciente	0.05 c	0.02	
	<i>Q. suber</i> with two-year management / <i>Q. suber</i> con dos años de gestión	1.20 b	0.22	
	<i>P. halepensis</i> with recent management / <i>P. halepensis</i> con gestión reciente	0.04 c	0.06	
	<i>P. halepensis</i> with two-year management / <i>P. halepensis</i> con dos años de gestión	0.06 c	0.02	
Erosion/rainfall (g·L ⁻¹) / Erosión/lluvia (g·L ⁻¹)	Bare area / Yermo	4.08 b	1.12	
	Forest road / Camino forestal	12.46 a	3.75	
	Dense forest / Bosque denso	0.0075 b	0.0148	**
	<i>Q. suber</i> with recent management / <i>Q. suber</i> con gestión reciente	0.0001 b	0.0001	
	<i>Q. suber</i> with two-year management / <i>Q. suber</i> con dos años de gestión	0.0088 b	0.0075	
	<i>P. halepensis</i> with recent management / <i>P. halepensis</i> con gestión reciente	0.0014 b	0.0013	
Erosion/runoff (g·L ⁻¹) / Erosión/escorrentía (g·L ⁻¹)	<i>P. halepensis</i> with two-year management / <i>P. halepensis</i> con dos años de gestión	0.0002 b	0.0001	
	Bare area / Yermo	0.0040 b	0.0015	
	Forest road / Camino forestal	0.6958 a	0.1132	
	Dense forest / Bosque denso	0.42 c	0.05	**
	<i>Q. suber</i> with recent management / <i>Q. suber</i> con gestión reciente	0.34 c	0.12	
	<i>Q. suber</i> with two-year management / <i>Q. suber</i> con dos años de gestión	0.42 c	0.05	
	<i>P. halepensis</i> with recent management / <i>P. halepensis</i> con gestión reciente	2.74 b	0.67	
	<i>P. halepensis</i> with two-year management / <i>P. halepensis</i> con dos años de gestión	0.24 c	0.04	
	Bare area / Yermo	0.62 c	0.09	
	Forest road / Camino forestal	6.51 a	1.20	

Table 2. ANOVA of the variables related to erosion and runoff after a rainfall simulation in seven land uses. (cont.)
Cuadro 2. ANOVA de las variables relacionadas con la erosión y escorrentía después de una simulación de lluvia en siete usos de suelo. (cont.)

Variables	Study plots / Parcelas de estudio	Mean / Media	Standard deviation / Desviación estándar	P-value / Valor P
Erosion (g·m ⁻²) / Erosión (g·m ⁻²)	Dense forest / Bosque denso	0.35 b	0.19	***
	<i>Q. suber</i> with recent management / <i>Q. suber</i> con gestión reciente	0.12 b	0.05	
	<i>Q. suber</i> with two-year management / <i>Q. suber</i> con dos años de gestión	2.14 b	1.26	
	<i>P. halepensis</i> with recent management / <i>P. halepensis</i> con gestión reciente	0.49 b	0.21	
	<i>P. halepensis</i> with two-year management / <i>P. halepensis</i> con dos años de gestión	0.14 b	0.07	
	Bare area / Yermo	3.54 b	0.83	
	Forest road / Camino forestal	96.02 a	25.56	

The means of each variable with different letters represent significant differences according to the Tukey test (* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$, $n = 4$).

Las medias de cada variable con letras distinta representan diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Tukey (* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$, $n = 4$).

having the highest value with a total of 96 g·m⁻². All other land uses had statistically similar values, being less than 4 g·m⁻² (Table 2).

Discussion

In the Vernegà basin, Úbeda and Sala (2001) determined erosion on dense forest slopes, using Gerlach-type erosion boxes. These authors indicated that the maximum erosion value was 3 g·m⁻², a higher value than that obtained in the dense forest of the present study, but similar to the bare plot (3.5 g·m⁻²). In another research work at Les Gavarres, runoff in the unmanaged forest was similar, as it did not exceed 0.9 L·m⁻² (Sala & Rubio, 2000).

Sidle et al. (2006) worked in several locations in South Asia and found that, following forest management, runoff at slope scale increased and was even noted at basin level. This is because management work can change the hydraulic conductivity of the first soil centimeters and break the most superficial structure. In the areas of the present study, there were no major changes in the first centimeters of the soil with respect to the runoff coefficient in the dense forest and managed forest areas, being less than 1.5 %, but it was higher in the bare area (4.1%) and on the forest road (12.5 %). Mohamadi and Kaviani (2015) studied runoff generation in areas without vegetation and obtained a maximum of 5.6 % and a minimum of 4.7 %, values similar to those obtained in the bare plot with a 4.1 % runoff coefficient. In the same work, sediment concentrations in runoff waters (0.58 g·L⁻¹) also resemble those of the present study in the bare plot (0.62 g·L⁻¹).

humedad, ya que estos dos usos del suelo tuvieron menos capacidad de absorber agua en los primeros 10 cm del suelo. Los subgrupos encontrados en el análisis estadístico fueron los mismos que en el análisis de la aportación (Cuadro 2).

La relación erosión/lluvia fue significativamente más alta en el camino forestal (0.69 g·L⁻¹) que en el resto de las parcelas. En este caso, el uso del suelo yermo no tuvo diferencias significativas ($P < 0.01$) con los otros usos; al parecer, el manejo forestal no influyó en el resultado. Los valores de concentración fueron realmente bajos, desde 0.0001 g·L⁻¹ en *Q. suber* con gestión reciente a 0.0088 g·L⁻¹ en *Q. suber* con gestión de dos años (Cuadro 2).

Con respecto a la relación erosión/escorrentía, el camino forestal tuvo el valor más elevado con 6.5 g de sedimento por litro de escorrentía, luego destacó *P. halepensis* con gestión reciente (2.7 g·L⁻¹) y después los otros usos con valores menores de 1 g·L⁻¹ (Cuadro 2).

Los resultados de la erosión fueron similares a los del análisis de la relación erosión/lluvia, ya que el camino forestal destacó por tener el valor más alto con un total de 96 g·m⁻². El resto de los usos del suelo tuvieron valores similares estadísticamente, siendo menores de 4 g·m⁻² (Cuadro 2).

Discusión

En la cuenca de Vernegà, Úbeda y Sala (2001) determinaron la erosión en vertientes de bosque denso, utilizando cajas de erosión tipo Gerlach. Dichos autores

Sidle et al. (2006) state that only long-term work can prove the effects of forest management in terms of erosion, since there is material that can remain loose on the slopes and only after large rainfall events is it mobilized downstream and even earth movements can possibly occur. A triggering event can occur long after forest management. In contrast, Croke, Hairsine, and Fogarty (2001) did record sediment movement and higher loads of suspended particles in Scottish rivers just after brushcutting. The lack of water absorption by the soil and the movement of roots and surface structure can cause these landslides.

Erosion data in forests without some kind of management can also be disparate; slope, cover, soil type and rainfall intensity are some of the variables that can come into play. For example, in Panama, Zimmermann, Francke, and Elsenbeer (2012) obtained an erosion rate of $0.01 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ for a year with little precipitation and $0.02 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ for a rainier year, indicating that the changes were minimal due to modifications in precipitation. In the study basin in this article, Úbeda and Sala (1998) determined that the rates in dense forest slopes were $0.12 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$. In the present study, the characteristics of the plots are similar in slope, soil type and rainfall intensity, and different in vegetation cover; therefore, it can be deduced that this last variable was the one that affected erosion generation to a greater extent, since the bare plot and the forest road had higher values than soils with some type of cover.

Mena, Benavides, and Castillo (2011) studied the generation of runoff and erosion resulting from simulated rainfall in various agricultural uses in Colombia and compared it to an unmanaged dense forest. The minimum runoff that they obtained in this plot was $0.090 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}$ and the maximum was $0.389 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}$. In our case, the runoff in the dense forest was higher ($0.80 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}$), although it cannot be considered to be a very high rate compared to the $14.59 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}$ of the forest road. Regarding erosion, the authors obtained $1.9 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ as a minimum and $6.3 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ as a maximum, which are higher than those obtained in the unmanaged forest of the present study ($0.35 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$); however, these erosion rates are not considered high.

Labrière, Locatelli, Laumonier, Freycon, and Martial (2015) made an extensive review of erosion in the tropics in 18 types of land uses. In this study, the erosion range varied from $1 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{year}^{-1}$ to $2458 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{year}^{-1}$. Agricultural land uses produced greater erosion. In this review, managed forests had a maximum of $6 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{year}^{-1}$. It should be mentioned that the data correspond to works that were not carried out with simulated rainfall, but with erosion plots.

indicaron que el valor máximo de erosión fue de $3 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$, valor mayor al obtenido en el bosque denso del presente estudio, pero similar a la parcela yermo ($3.5 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$). En otro trabajo de investigación en Les Gavarres, la escorrentía en el bosque sin gestionar fue similar, ya que no superó los $0.9 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}$ (Sala & Rubio, 2000).

Sidle et al. (2006) trabajaron en varios lugares del sur de Asia y comprobaron que, tras la gestión forestal, la escorrentía a escala de vertiente aumentó e incluso se notó a nivel de cuenca. El motivo es que los trabajos de gestión pueden cambiar la conductividad hidráulica de los primeros centímetros edáficos y romper la estructura más superficial. En las áreas del presente estudio no hubo grandes cambios en los primeros centímetros del suelo con respecto al coeficiente de escorrentía en las áreas de bosque denso y bosque gestionado, siendo inferior al 1.5 %, pero sí fue superior en el área yerma (4.1 %) y en el camino forestal (12.5 %). Mohamadi y Kaviani (2015) estudiaron la generación de escorrentía en áreas descubiertas de vegetación y obtuvieron un máximo de 5.6 % y un mínimo de 4.7 %, valores semejantes a los obtenidos en la parcela yerma con 4.1 % de coeficiente de escorrentía. En el mismo trabajo, las concentraciones de sedimento en las aguas de escorrentía ($0.58 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$) también se asemejan a las del presente estudio en la parcela yermo ($0.62 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$). Sidle et al. (2006) mencionan que solo con trabajos a largo término se pueden comprobar los efectos de manejo forestal en términos erosivos, ya que hay material que puede quedar suelto en las vertientes y solo después de grandes eventos de lluvia es movilizadas aguas abajo e incluso pueden presentarse posibles movimientos de tierra. Un evento detonador puede darse mucho tiempo después de la gestión forestal. En cambio, Croke, Hairsine, y Fogarty (2001) sí experimentaron movimiento de sedimento y cargas superiores de partículas en suspensión, justo después de trabajos de desbroce del sotobosque en ríos de Escocia. La falta de absorción de agua por parte del suelo y el movimiento de raíces y estructura superficial pueden provocar estos deslizamientos.

Los datos de erosión en bosques sin algún tipo de gestión también pueden ser dispares; la pendiente, cubierta, tipo de suelo e intensidad de precipitación son algunas de las variables que pueden entrar en juego. Por ejemplo, en Panamá, Zimmermann, Francke, y Elsenbeer (2012) obtuvieron una tasa de erosión de $0.01 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ para un año con poca precipitación y de $0.02 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ para un año más lluvioso, lo cual refleja que los cambios fueron mínimos debido a modificaciones en la precipitación. En la cuenca de estudio de este artículo, Úbeda y Sala (1998) determinaron que las tasas en las vertientes de bosque denso fueron de $0.12 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. En el presente estudio, las características de las parcelas

The type of machinery used to carry out forestry work is also a determining factor, since it can not only cut down trees and shrubs, but can also pull up roots, which involves a movement of fine and coarse particles that are likely to be mobilized after a rain (Stott, Leeks, Marks, & Sawyer, 2001). The machinery used in the Vernegà basin is also quite aggressive with the soil surface, even capable of pulling up roots; however, the mineral soil was never uncovered, as there are vegetal remains and fresh organic matter (leaves and branches) and in decomposition (humus) that achieve a cushioning effect and favor infiltration capacity, avoiding accelerated runoff. Hartanto, Prabhu, Widayat, and Asdak (2002) indicate that there are factors that forest workers must be aware of in order not to cause irreparable damage to the soil surface. These authors indicate the need to leave a litter layer to avoid splashing from raindrops and thus not alter the soil's bulk density. Another issue they consider vital is to provide some soil surface roughness, so that, in case of erosion, the particles are trapped in the soil.

Ehigiator and Anyata (2011) compare erosion produced by heavy machinery and manual clearing work at slope level and quantify erosion rates of up to $13.8 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$ with tree-pusher/root-rake attachments and tilled conventionally and $2.5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$ when management is less aggressive. These authors, whose area of study focuses on tropical forests, found high erosion rates due to slope formation. The objective of these slopes was precisely to avoid erosion so that the effect of management could be noticeable in terms of particle movement, even 18 years after forest treatment. The authors considered that slope was the key factor in understanding this type of process. In the current case study, the gradient is very low and even zero so it did not influence the results. The forest road recorded significantly higher erosion values than the rest of the land uses, so the absence of vegetation cover is considered to be the determining factor for erosion.

Croke et al. (2001) and Stott et al. (2001) studied slope form as an important variable for erosion generation in Scotland and Wales. Convex and steeper slopes experienced greater particle movement. O'Farrell, Heimsath, and Kaste (2007) arrive at the same conclusion. This type of slope is also found in the Vernegà basin; in one of the areas where strawberry tree and heather clearing work was carried out, the gradient is very steep and the slope is convex. In the Vernegà basin, 43.6 % of the area is convex, 40.6 % is concave and only 15.8 % is flat. The flattest areas of the basin correspond to the agricultural areas (Pacheco, Farguell, Úbeda, Outeiro, & Miguel, 2011).

Neary, Ice, and Jackson (2009), after research in several watersheds in the United States, conclude that forest management always produced quantitative and

son similares en pendiente, tipo de suelo e intensidad de precipitación, y diferentes en la cubierta vegetal; por tanto, se puede deducir que esta última variable fue la que afectó la generación de erosión en mayor medida, ya que el yermo y el camino forestal tuvieron valores más altos que los suelos con algún tipo de cubierta.

Mena, Benavides, y Castillo (2011) estudiaron la generación de escorrentía y erosión resultantes de la lluvia simulada en varios usos agrarios en Colombia y lo compararon con un bosque denso sin gestionar. El mínimo de escorrentía que obtuvieron en esta parcela fue de $0.090 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}$ y el máximo de $0.389 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}$. En la presente investigación, la escorrentía en el bosque denso fue superior ($0.80 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}$), aunque no se puede considerar que sea una tasa muy elevada comparada con los $14.59 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}$ del camino forestal. Por lo que se refiere a la erosión, los autores obtuvieron $1.9 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ como mínimo y $6.3 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ como máximo, los cuales son mayores que los obtenidos en el bosque sin gestionar del presente estudio ($0.35 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$); no obstante, dichas tasas de erosión no se consideran elevadas.

Labrière, Locatelli, Laumonier, Freycon, y Martial (2015) hicieron una revisión extensa sobre erosión en el trópico en 18 tipos de usos de suelo. En dicho estudio, el rango de erosión varió de $1 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ a $2\ 458 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$. Los usos del suelo agrario produjeron mayor erosión. En esta revisión, los bosques con gestión tuvieron un máximo de $6 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$. Cabe mencionar que los datos corresponden a trabajos que no se realizaron con lluvia simulada, sino con parcelas de erosión.

El tipo de maquinaria utilizada para hacer los trabajos forestales también es determinante, ya que no solo puede llegar a talar árboles y arbustos, sino que puede arrancar raíces, lo que conlleva un movimiento de partículas finas y gruesas que son susceptibles de ser movilizadas después de una lluvia (Stott, Leeks, Marks, & Sawyer, 2001). La maquinaria que se utilizó en la cuenca de Vernegà es también bastante agresiva con la superficie del suelo, incluso capaz de arrancar raíces; sin embargo, el suelo mineral nunca fue descubierto, ya que existen restos vegetales y materia orgánica fresca (hojas y ramas) y en descomposición (humus) que logran un efecto de almohadillado y favorecen la capacidad de infiltración, evitando la escorrentía acelerada. Hartanto, Prabhu, Widayat, y Asdak (2002) indican que hay factores que los trabajadores forestales deben conocer para no provocar daños irreparables en la superficie edáfica. Estos autores indican la necesidad de dejar una capa de hojarasca para evitar salpicaduras por parte de las gotas de lluvia y así no alterar la densidad aparente del suelo. Otro tema que consideran vital es procurar cierta rugosidad de la superficie del suelo, para que, en caso de erosión, las partículas queden atrapadas en el terreno.

qualitative changes in hydrology. Neary et al. (2009) indicate that the soil is a great filter, from the litter to the deepest layers, and that work in the forest must be prevented from damaging these layers in order for water purification to be effective. For this reason, it is extremely necessary to protect the soil and manage it by trying to avoid, as far as possible, the damage resulting from management and erosion generation. In our case, the silvicultural treatments did not significantly affect the managed forest mass, thus protecting the soil system.

One question that could be asked is: What recurrence can forest management have to avoid damaging the soil? McDonald, Healey, and Stevens (2001) verified how soil quality is affected when forest management is very recurrent, and more so if the slopes are steep. Forestry works can affect the organic and chemical properties of the soil, not only because of the mechanical effect of the instrumentation used, but also because of the increase in soil washing (Francos, Úbeda, & Pereira, 2019). In these cases, it should be taken into account that assessing the possible impact of each management practice on the soil is essential to make the decision whether to do it or not. In addition, steep slope areas are prone, due to their characteristics, to have greater soil washing and be subject to erosion. Therefore, it is essential to introduce the "soil quality" factor to determine the frequency and place where a specific type of management is carried out. In the Vernegà basin, the indicator that determines the frequency at which clearing should be performed is the height of the undergrowth and not the soil parameters. Wakiyama, Onda, Mizugaki, Asai, and Hiramatsu (2012) have used erosion plots to determine critical erosion points in Japan and recommend not using aggressive management in these places. The authors conclude that the most fragile places are the points where the soil has a lower amount of organic matter. Therefore, soil quality studies, prior to forest management, are necessary to avoid high rates of soil erosion and degradation.

Regarding the generation of runoff and erosion that occurs on forest roads, Zemke (2016) also used simulated rainfall in a study in Germany in several forest road scenarios and obtained a maximum of 62.76 L·m⁻² runoff and a maximum of 272.2 g·m⁻² erosion. These results compare them to an unaltered soil surface and the data are 2.5 L·m⁻² and 4.7 g·m⁻², respectively. In this case, according to the author, the passage of machinery over forest roads to do forest management tasks favors erosive processes. Also using simulated rainfall, Butzen et al. (2014) obtained disparate erosion values on forest roads in Luxembourg and Germany, with minimums of 2.6 g·m⁻² and maximums of 122.5 g·m⁻². The values reported by Zemke (2016) and Butzen et al. (2014) are high compared to those obtained in the present study.

Ehigiatory Anyata (2011) comparan la erosión producida por maquinaria pesada y por desbroce manual a nivel de vertiente y cuantifican tasas de erosión de hasta 13.8 t·ha⁻¹·año⁻¹ con maquinaria de arrastre y 2.5 t·ha⁻¹·año⁻¹ cuando la gestión es menos agresiva. Estos autores, cuya área de estudio se centra en bosques tropicales, encontraron tasas de erosión elevadas debido a la formación de taludes. El objetivo de estos taludes era precisamente evitar la erosión para que el efecto de la gestión pudiera ser notable en términos de movimiento de partículas, incluso 18 años después del tratamiento forestal. Los autores consideraron que la pendiente fue el factor clave para entender este tipo de procesos. En el actual caso de estudio, la pendiente es muy baja e incluso nula por lo que no influyó en los resultados. El camino forestal registró valores de erosión significativamente más altos que el resto de los usos de suelo, por lo que se considera que la ausencia de cubierta vegetal fue el factor determinante para que se produjera la erosión.

Croke et al. (2001) y Stott et al. (2001) estudiaron la forma de las vertientes como variable importante para la generación de erosión en Escocia y Gales. Las vertientes convexas y con mayor pendiente experimentaron mayor movimiento de partículas. A la misma conclusión llegan O'Farrell, Heimsath, y Kaste (2007). Este tipo de vertientes también se encuentran en la cuenca de Vernegà; en una de las zonas donde se realizaron trabajos de desbroce de madroños y brezos, el grado de pendiente es muy elevado y la vertiente es convexa. En la cuenca de Vernegà, 43.6 % de la superficie es convexa, 40.6 % es cóncava y solo 15.8 % es llana. Las zonas más llanas de la cuenca corresponden a las zonas agrícolas (Pacheco, Farguell, Úbeda, Outeiro, & Miguel, 2011).

Neary, Ice, y Jackson (2009), después de investigaciones en varias cuencas de Estados Unidos, concluyen que la gestión forestal siempre produjo cambios cuantitativos y cualitativos en la hidrología. Neary et al. (2009) indican que el suelo es un gran filtro, desde la hojarasca hasta las capas más profundas, por tanto, debe evitar que los trabajos en el bosque dañen estas capas para que la purificación del agua sea efectiva. Por este motivo, es de extrema necesidad proteger el suelo y gestionarlo tratando de evitar, en la medida de lo posible, los daños derivados de la gestión y la generación de erosión. En nuestro caso, los tratamientos silvícolas no afectaron significativamente la masa forestal gestionada, protegiendo de esta manera el sistema suelo.

Una pregunta que se podría hacer es: ¿Qué recurrencia puede tener un manejo forestal para no dañar al suelo? McDonald, Healey, y Stevens (2001) comprobaron cómo la calidad del suelo se veía afectada cuando los manejos forestales eran muy recurrentes, y más si las pendientes eran pronunciadas. Los trabajos forestales pueden

Use and management influence the magnitude of soil loss (Panagos et al., 2015a). Among the risk factors for soil erosion, cover management is the factor that policy makers and landowners can easily influence to help reduce soil loss rates. At the European scale, forests and shrublands have the lowest soil loss values (Panagos et al., 2015b) with $7 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{year}^{-1}$ on average, although plot- and basin-level studies are needed to obtain accurate data.

Conclusions

This study confirms that there is no significant difference in the generation of runoff and erosion in the managed areas, both pine and cork oak, compared to dense or unmanaged forest. Forest management with mechanical tools did not have a major impact at ground level with respect to the generation of runoff and erosion, as the amounts were not high. When carrying out this type of action, it is essential that the litter is preserved, that the humus or the most organic centimeters of the soil are not altered, and that the finest and most easily biodegradable vegetal remains are left on the surface to protect the soil from rain and external agents. Forest management is necessary for the use of forest products (cork and wood in this case), the minimization of possible effects in the event of a forest fire and the facilitation of the entry of firefighters, as set out in the technical plans for forest management and improvement.

Acknowledgments

This study was made possible thanks to the Complementary Actions of the Ministry of Science and Technology during the years 2006 to 2013: Experimental Basin Maintenance (CGL2006-27869-E, CGL2007-31019-E, CGL2008-04178-E, CGL2010-12086-E) and the POSTFIRE_CARE (CGL2016-75178-C2-2-R [AEI / FEDER, UE]) project sponsored by the Spanish Ministry of Economy and Competitiveness and the European Union, through the European Regional Development Fund (FEDER). The support of the I2C postdoctoral program of “Xunta de Galicia” is appreciated for its sponsorship and economic support during the manuscript’s development. We appreciate the 2017SGR1344 help to support the activities of the research groups (SGR2017-2019) of the University and Research Management Agency of the Government of Catalonia.

afectar las propiedades orgánicas y químicas del suelo, no solo por el efecto mecánico de la instrumentación utilizada sino por el aumento de lavado del suelo (Francos, Úbeda, & Pereira, 2019). En estos casos se debe tener en cuenta que evaluar el posible impacto de cada gestión en el suelo es esencial para tomar la decisión de realizarla o no. Además, las zonas de pendiente elevada son propensas, por sus características, a tener un mayor lavado de suelo y estar sometidas a la erosión. Por lo anterior, es primordial introducir el factor “calidad del suelo” para determinar la frecuencia y el lugar donde se realiza un tipo determinado de gestión. En la cuenca de Vernegà, el indicador que determina la frecuencia en que debe realizarse un desbroce es la altura del sotobosque y no los parámetros edáficos. Wakiyama, Onda, Mizugaki, Asai, y Hiramatsu (2012) han utilizado trazadores de erosión para determinar puntos críticos de erosión en Japón y recomiendan no utilizar gestiones agresivas en esos lugares. Los autores concluyen que los lugares más frágiles son los puntos donde el suelo tiene una menor cantidad de materia orgánica. Por ello, los estudios de calidad del suelo, previos a la gestión forestal, son necesarios para evitar elevadas tasas de erosión y degradación del suelo.

Con respecto a la generación de escorrentía y erosión que ocurre en los caminos forestales, Zemke (2016) utilizó también lluvia simulada en un estudio en Alemania en varios escenarios de caminos forestales y obtuvo un máximo de $62.76 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}$ de escorrentía y un máximo de $272.2 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ de erosión. Estos resultados los comparan con una superficie de suelo sin alterar y los datos son de $2.5 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}$ y $4.7 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$, respectivamente. En este caso, de acuerdo con el autor, el paso de maquinaria por los caminos forestales para hacer tareas de gestión forestal favorece los procesos erosivos. También utilizando lluvia simulada, Butzen et al. (2014) obtuvieron valores de erosión dispares en caminos forestales de Luxemburgo y Alemania, con mínimos de $2.6 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ y máximos de $122.5 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$. Los valores reportados por Zemke (2016) y Butzen et al. (2014) son altos en comparación con los obtenidos en el presente estudio.

El uso y manejo influyen en la magnitud de la pérdida de suelo (Panagos et al., 2015a). Entre los factores de riesgo de erosión del suelo, la gestión de la cobertura es el factor en el que los responsables políticos y los propietarios pueden influir fácilmente para ayudar a reducir las tasas de pérdida de suelo. A escala europea, los bosques y matorrales se sitúan con los valores más bajos de pérdida de suelo (Panagos et al., 2015b) con $7 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ en promedio, aunque son necesarios estudios a nivel parcela y cuenca para obtener datos precisos.

End of English version

References / Referencias

- Bathurst, C., Bovolo, I., & Cisneros, F. (2010). Modelling the effect of forest cover on shallow landslides at the river basin scale. *Ecological Engineering*, 36, 317–327. doi: 10.1016/j.ecoleng.2009.05.001
- Benayas, J. R., Martins, A., Nicolau, J. M., & Schulz, J. J. (2007). Abandonment of agricultural land: an overview of drivers and consequences. *CAB Reviews Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, 2(57), 1–14. doi: 10.1079/PAVSNNR20072057
- Butzen, V., Seeger, M., Wirtz, S., Huemann, M., Mueller, C., Casper, M., & Ries, J. B. (2014). Quantification of Hortonian overland flow generation and soil erosion in a Central European low mountain range using rainfall experiments. *CATENA*, 113, 202–212. doi: 10.1016/j.catena.2013.07.008
- Calvo, A., Gisbert, B., Palau, E., & Romero, M. (1988). Un simulador de lluvia portátil de fácil construcción. En M. Sala & F. Gallart (Eds.), *Métodos y técnicas para la medición de procesos geomorfológicos* (pp. 6–15). Logroño, España: SEG. Retrieved from <https://geomorfologia.es/sites/default/files/Monograf%C3%ADa%20n%C2%BA%201%20SEG.pdf>
- Cervera, T., Garrabou, R., & Tello, E. (2015). Política forestal y evolución de los bosques en Cataluña desde el siglo XIX hasta la actualidad. *Investigaciones de Historia Económica*, 11(2), 116–127. doi: 10.1016/j.ihe.2014.04.002
- Centre de la Propietat Forestal (CPF). (2013). *Manual de redacció de plans tècnics de gestió i millora forestal (PTGMF) i plans simples de gestió forestal (PSGF). Instruccions de redacció i l'inventari forestal*. Barcelona, Espanya: Generalitat de Catalunya. Retrieved from http://cpf.gencat.cat/ca/detalls/Article/03_Manual-de-redaccio-de-plans-tecnics-de-gestio-i-millora-forestal
- Croke, J., Hairsine, P., & Fogarty, P. (2001). Soil recovery from track construction and harvesting changes in surface infiltration, erosion and delivery rates with time. *Forest Ecology and Management*, 143(1-3), 3–12. doi: 10.1016/S0378-1127(00)00500-4
- Ehigiator, O. A., & Anyata, B. U. (2011). Effects of land clearing techniques and tillage systems on runoff and soil erosion in a tropical rain forest in Nigeria. *Journal of Environmental Management*, 92(11), 2875–2880. doi: 10.1016/j.jenvman.2011.06.015
- Francos, M., Pereira, P., Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Alcañiz, M., & Úbeda, X. (2018). How clear-cutting affects fire severity and soil properties in a Mediterranean ecosystem. *Journal of Environmental Management*, 206, 625–632. doi: 10.1016/j.jenvman.2017.11.011
- Francos, M., Úbeda, X., & Pereira, P. (2019). Impact of torrential rainfall and salvage logging on post-wildfire soil properties in NE Iberian Peninsula. *CATENA*, 177, 210–218. doi: 10.1016/j.catena.2019.02.014.
- Francos, M., Úbeda, X., Tort, J., Panareda, J. M., & Cerdà, A. (2016). The role of forest fire severity on vegetation recovery after 18 years. Implications for forest

Conclusiones

Este estudio confirma que no hay diferencia significativa en la generación de escorrentía y erosión en las áreas gestionadas, tanto de pino como alcornoque, en comparación con el bosque denso o sin gestionar. La gestión del bosque con herramientas mecánicas no tuvo un gran impacto a nivel superficial del suelo con respecto a la generación de escorrentía y erosión, ya que las cantidades no fueron elevadas. Es fundamental que a la hora de realizarse este tipo de acciones se conserve la hojarasca, no se altere el humus o centímetros más orgánicos del suelo, y se dejen los restos vegetales más finos y fácilmente biodegradables en la superficie, para proteger el suelo de la lluvia y de agentes externos. La gestión forestal es necesaria para el aprovechamiento de productos del bosque (corcho y madera en este caso), la minimización de los posibles efectos en caso de incendio forestal y la facilitación de la entrada de efectivos antincendios, tal como marcan los planes técnicos de gestión y mejora forestal.

Agradecimientos

Este estudio fue posible gracias a las Acciones Complementarias del Ministerio de Ciencia y Tecnología durante los años 2006 a 2013: Mantenimiento de Cuenca Experimental (CGL2006-27869-E, CGL2007-31019-E, CGL2008-04178-E, CGL2010-12086-E) y al proyecto POSTFIRE_CARE (CGL2016-75178-C2-2-R [AEI / FEDER, UE]) patrocinado por el Ministerio de Economía y Competitividad de España y Unión Europea, a través de Fondos Europeos para el Desarrollo Regional (FEDER). El apoyo del programa postdoctoral I2C de “Xunta de Galicia” es apreciado por su patrocinio y apoyo económico durante el desarrollo del manuscrito. Agradecemos la ayuda 2017SGR1344 para apoyar las actividades de los grupos de investigación (SGR2017-2019) de la “Agencia de Gestión Universitaria y de Investigación de la Generalitat de Cataluña”.

Fin de la versión en español

- management of *Quercus suber* L. in Iberian Peninsula. *Global Planetary Change*, 145, 11–16. doi: 10.1016/j.gloplacha.2016.07.016
- Hartanto, H., Prabhu, R., Widayat, A. S. E., & Asdak, C. (2003). Factors affecting runoff and soil erosion: plot-level soil loss monitoring for assessing sustainability of forest management. *Forest Ecology and Management*, 180(1-3), 361–374. doi: 10.1016/S0378-1127(02)00656-4
- IUSS Working Group WRB. (2006). *World reference base for soil resources 2006*. Rome, Italy: FAO.
- Johnson, C. E., Johnson, A. H., Huntington, T. G., & Siccama, T. G. (1991). Whole-tree clear-cutting effects on soil horizons and organic-matter pools. *Soil Science Society of America Journal*, 55(2), 497–502. doi: 10.2136/sssaj1991.03615995005500020034x
- Labrière, N., Locatelli, B., Laumonier, Y., Freycon, V., & Martial B. (2015). Soil erosion in the humid tropics: A systematic quantitative review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 203, 127–139. doi: 10.1016/j.agee.2015.01.027
- Martínez-Alier, J., & Roca-Jusment, J. (2000). *Economía ecológica y política ambiental*. España: Fondo de Cultura Económica de España.
- McBroom, M. W., Beasley, R. S., Chang, M., & Ice, G. G. (2007). Storm runoff and sediment losses from forest clearcutting and stand re-establishment with best management practices in East Texas, USA. *Hydrological Processes*, 22(10), 1509–1522. doi: 10.1002/hyp.6703
- McDonald, M. A., Healey, J. R., & Stevens, P. A. (2002). The effects of secondary forest clearance and subsequent land-use on erosion losses and soil properties in the Blue Mountains of Jamaica. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 92, 1–19. doi: 10.1016/S0167-8809(01)00286-9
- Mena, H. D., Benavides C. C., & Castillo, J. A. (2011). Evaluación de la susceptibilidad a la erosión hídrica de un *Vitric haplustands*, mediante el uso de un minisimulador de lluvia, en una zona de ladera en Colombia. *Revista de Ciencias Agrícolas*, 28, 70–80.
- Mohamadi, M. A., & Kavian, A. (2015). Effects of rainfall patterns on runoff and soil erosion in field plots. *International Soil and Water Conservation Research*, 3(4), 273–281. doi: 10.1016/j.iswcr.2015.10.001
- Neary, D. G., Ice, G. G., & Jackson, R. (2009). Linkages between forest soils and water quality and quantity. *Forest Ecology and Management*, 258(10), 2269–2281. doi: 10.1016/j.foreco.2009.05.027
- O'Farrell, C. R., Heimsath, A. M., & Kaste, J. M. (2007). Quantifying hillslope erosion rates and processes for a coastal California landscape over varying timescales. *Earth Surface Processes and Landforms*, 32(4), 544–560. doi: 10.1002/esp.1407
- Pacheco, E., Farguell, J., Úbeda, X., Outeiro, L., & Miguel, A. (2011). Runoff and sediment production in a Mediterranean basin under two different land uses. *Cuaternario y Geomorfología*, 25(3-4), 103–114. Retrieved from http://tierra.rediris.es/CuaternarioGeomorfologia/images/vol25_3_4/07%20Pacheco%20et%20al.pdf
- Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., ... Alewell, C. (2015a). The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental Science & Policy*, 54, 438–447. doi: 10.1016/j.envsci.2015.08.012
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E., & Montanarella, L. (2015b). Estimating the soil erosion cover-management factor at the European Scale. *Land Use Policy*, 48, 38–50. doi: 10.1016/j.landusepol.2015.05.021
- Peix, J. (1999). *Foc Verd II. Programa de gestió del risc d'incendi forestal*. Barcelona, España: Direcció General del Medi Natural.
- Plana, E. (2011). Cultura del risc i comunicació sobre el foc i els incendis forestals. *Treballs de la Societat Catalana de Geografia*, 71-72, 265–282. Retrieved from <https://publicacions.iec.cat/repository/pdf/00000180%5C00000078.pdf>
- Sala, M., & Rubio, C. (2000). Estudi i mesura de l'escolament i l'erosió en parcel·les experimentals al Massís de les Gavarres. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 68, 135–148. Retrieved from <https://www.raco.cat/index.php/ButlletíICHN/article/view/163685/215583>
- Sidle, R., Ziegler, A. D., Negishi, J. N., Nik, A. R., Siew, R., & Turkelboom, F. (2006). Erosion processes in steep terrain—Truths, myths, and uncertainties related to forest management in Southeast Asia. *Forest Ecology and Management*, 224(1-2), 199–225. doi: 10.1016/j.foreco.2005.12.019
- Stott, T., Leeks, G., Marks, S., & Sawyer, A. (2001). Environmentally sensitive plot-scale timber harvesting: impacts on suspended sediment, bedload and bank erosion dynamics. *Journal of Environmental Management*, 63, 3–25. doi: 10.1006/jema.2001.0459
- Úbeda, X., & Sala, M. (1998). Variations in runoff and erosion in three areas with different fire intensities. *Geökö-Dynamik*, 19(3-4), 179–188. Retrieved from <https://www.tib.eu/en/search/id/BLSE%3ARN073076808/Variations-in-runoff-and-erosion-in-three-areas/>
- Úbeda, X., & Sala, M. (2001). Chemical concentrations in overland flow from different forested areas in a Mediterranean Environment: burned forest at different fire intensity and unpaved road. *Zeitschrift für Geomorphologie*, 45(2), 225–238. Retrieved from https://www.schweizerbart.de/papers/zfg/detail/45/64248/Chemical_concentrations_in_overland_flow_from_different_forested_areas_in_a_Mediterranean_Environment_burned_forest_at_different_fire_intensity_and_unpaved_road
- Vélez, R. (2000). Los incendios forestales en la cuenca mediterránea. Introducción. En R. Vélez, (Ed.), *La defensa contra los incendios forestales. Fundamentos y experiencias* (pp. 3.15-3.31). España: McGraw-Hill.
- Wakiyama, Y., Onda, Y., Mizugaki, S., Asai, H., & Hiramatsu, S. (2010). Soil erosion rates on forested mountain hillslopes estimated using ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pb_{ex}. *Geoderma*, 159(1-2), 39–52. doi: 10.1016/j.geoderma.2010.06.012

Zemke, J. J. (2016). Runoff and soil erosion assessment on forest roads using a small scale rainfall simulator. *Hydrology*, 3(3), 25. doi: 10.3390/hydrology3030025

Zimmermann, A., Francke, T., & Elsenbeer, H. (2012). Forests and erosion: Insights from a study of suspended-

sediment dynamics in an overland flow-prone rainforest catchment. *Journal of Hydrology*, 428-429, 170–181. doi: 10.1016/j.jhydrol.2012.01.039