



7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

**Gestión del monte: servicios
ambientales y bioeconomía**

26 - 30 junio 2017 | Plasencia
Cáceres, Extremadura

7CFE01-142

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales
Plasencia. Cáceres, Extremadura. 26-30 junio 2017
ISBN 978-84-941695-2-6

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Ocurrencia y caracterización de la erosión laminar y en cárcavas en terrenos forestales: herramientas para integrar el riesgo de erosión en la gestión forestal

SELKIMÄKI, M.¹, DIAZ-YÁÑEZ, O¹, GONZÁLEZ-OLABARRIA, J.R.²,

¹ Universidad del Este de Finlandia (UEF)

² Centro Tecnológico Forestal de Cataluña (CTFC-CEMFOR)

Resumen

La erosión en terrenos forestales ocasiona pérdidas económicas y ecológicas que pueden ser mitigadas con una gestión forestal apropiada. En este estudio hemos estudiado las zonas forestales afectadas por erosión en Cataluña, mediante modelos de ocurrencia y mapas de riesgo de erosión. También hemos estudiado por separado el efecto de la erosión laminar y por cárcavas, caracterizando las zonas con mayor presencia de erosión e identificando aquellas variables forestales relacionadas. Los datos de erosión se basan en el tercer Inventario Forestal Nacional. La metodología se basa en aprendizaje automático con árboles de clasificación y modelos logísticos. Los resultados indican que las variables más importantes a la hora de predecir la probabilidad de erosión son la composición y la estructura del rodal. La erosión es mayor en bosques de *Fagus sylvatica* y *Abies alba*. En bosques de frondosas, la erosión es mayor en bosques con mayor densidad. En áreas dominadas por pino, la erosión es mayor en zonas menos densas. La probabilidad de aparición de cárcavas es mayor, por orden, en cuencas grandes con pendientes más pronunciadas, mayor densidad urbana y presencia de carreteras sin pavimentar. Los modelos obtenidos permiten integrar el riesgo de erosión en la futura gestión forestal.

Palabras clave

Perturbaciones naturales; Modelización forestal; Inventario Forestal Nacional; Erosión

1. Introducción

El bosque mediterráneo en España, al igual que en otras áreas de la cuenca mediterránea, se han visto sometidas históricamente a procesos de fragmentación, deforestación, incendios forestales, y recientemente a procesos de abandono de actividades rurales y reforestación. Todos estos factores han modificado los paisajes forestales del sur de Europa (Trabaud 1994, Scarascia-Mugnozza et al. 2000, Palahi et al. 2008). Adicionalmente, la baja productividad de gran parte de los bosques mediterráneos, desde un punto de vista maderero, se han reflejado en una gestión forestal “negligente” que ha incrementado el riesgo de grandes incendios forestales (González-Olabarria and Pukkala 2011) y que pone en riesgo otros valores del bosque. Aun así, los bosques mediterráneos son fuente de innumerables bienes y servicios aparte de la madera (setas, corcho, piñones, protección del suelo, valores recreativos, hábitat para la fauna...), cuyo valor suele ser superior al generado por la explotación maderera (Merlo and Croitoru 2005, Palahi et al. 2008).

Por lo tanto, integrar en la planificación de la gestión forestal múltiples bienes y servicios generados por el bosque, debe ser la base para definir opciones de gestión óptimas desde un punto de vista económico y de bienestar social. Dentro de los servicios ecosistémicos a priorizar mediante la gestión forestal, debe ser la mitigación de la erosión y evitar la degradación por pérdida de suelos, dado que dicha degradación tiene en la región mediterránea importantes implicaciones económicas, y en lo referente a la disponibilidad y calidad del agua (FAO, 2011).

Uno de los beneficios generados por los bosques es la protección del suelo. Aunque la erosión es un proceso natural dentro del desarrollo del suelo, este proceso se puede ver acelerado por actividades humanas, tales como la deforestación o el uso no adecuado de operaciones de gestión. La relevancia de la erosión y la función protectora del bosque son conceptos explícitamente reflejados en el plan de política forestal español (DGCN 2002), en el que se subraya la necesidad de realizar un uso y gestión sostenible del bosque para combatir la pérdida del suelo y la desertificación, así como mantener la biodiversidad. En España, dicha política de protección de suelos e incremento de la productividad de terrenos degradados se tradujo en grandes programas de reforestación, llevados a cabo durante el periodo 1945-1986 (Pausas et al., 2004).

MODELOS DE EROSIÓN PARA TERRENOS FORESTALES

A pesar de la reconocida importancia del bosque como protector del suelo, pocos estudios se han centrado en la erosión de terrenos forestales, especialmente usando grandes escalas espaciales (FAO, 2011). Tradicionalmente, los estudios realizados en grandes superficies se han centrado en la ocurrencia de procesos de erosión superficial o pérdida potencial del suelo que acarrea, y han sido enfocados principalmente a terrenos agrícolas. Algunos de los modelos desarrollados, principalmente USLE (Wischmeier and Smith 1978) y RUSLE (Renard et al. 1997), han sido modificados con el fin de incluir variables forestales. Por ejemplo, Dissmeyer and Foster (1980) presentaron un factor corrector, que integra entre otras variables la cobertura forestal y la altura de los árboles. Otros modelos han sido desarrollados explícitamente para su uso en terrenos forestales. Por ejemplo, el modelo WEPP (Flanagan and Livingston 1995, Laflen et al. 1997) ha sido utilizado para la predicción de la pérdida de suelo debida a incendios, talas, y creación de pistas forestales (Elliot et al. 1999, Elliot and Robichaud 2001, Covert et al. 2005). Aun así, dicho modelo ha sido criticado por la sencillez de las variables forestales utilizadas, principalmente cobertura arbórea, y principalmente por la infraestimación de las pérdidas de suelo (Dun et al. 2009). Recientemente, se ha demostrado que otras variables tales como la composición específica (Brandt 1987, Calder 2001, Kang et al. 2008, Barbier et al. 2009), la densidad arbórea (Razafindrabe et al. 2010) y la altura de los árboles (Brandt 1987, Calder 2001, Kang et al. 2008), no solo influyen en la erosión superficial, sino que permiten anticipar el efecto de la gestión forestal en la misma.

La erosión superficial o laminar no es el único proceso erosivo que podemos encontrarnos en los bosques. La erosión por cárcavas por ejemplo es un tipo de erosión más severa y compleja. Este tipo de erosión es un proceso definido por umbrales, controlado por factores tales como la vegetación, el tipo de suelo, la topografía, los usos del suelo y las condiciones climáticas (Poesen et al., 2003). Al igual que en el caso de la erosión superficial, también se reconoce la importancia del bosque a la hora de estabilizar el suelo y prevenir la ocurrencia o aumento de tamaño de cárcavas (Dotterweich et al., 2003, Rey 2003). Por otra parte, hay evidencias de la influencia negativa de algunas operaciones forestales tales como la tala de árboles (James et al., 2007), la construcción de caminos forestales (Takken et al., 2008), o el sobrepastoreo (Strunk, 2003) a la hora de desencadenar la aparición de cárcavas. Otros factores que pueden incidir en la ocurrencia de cárcavas son los incendios forestales (Cannon et al., 2010), y cambios en el uso del suelo (Lesshen et al., 2007). A diferencia de la erosión superficial, que es un proceso principalmente in situ, el inicio y crecimiento de las cárcavas está influenciado por la configuración de los usos del suelo en un área de influencia mayor (Kosmas et al., 1997). De manera similar a la erosión superficial, se puede decir que los estudios realizados en el pasado se han centrado en terrenos agrícolas o en su abandono (Meyer & Martínez-Casasnovas, 1999; Cerdà, 1999; Martínez-Murillo et al., 2013).



2. Objetivos

Diferentes formas de erosión aparecen presentes en los bosques españoles, tal como vienen detectadas en el 3er inventario forestal español (IFN3). En el presente estudio no hemos centrado en el análisis de la erosión superficial y por cárcavas, detectadas y almacenadas en el IFN3 para Cataluña, utilizando diferentes metodologías según el tipo de proceso erosivo. El manuscrito presentado presenta métodos alternativos para el análisis de los datos sobre estados erosivos presentes en el IFN, generando modelos predictivos que puedan ayudar a definir modelos de gestión cuyo fin sea mitigar el impacto de la pérdida de suelo.

3. Metodología

3.1 Datos de partida

Los datos sobre erosión del suelo y variables forestales a nivel de rodal se obtuvieron del tercer inventario forestal nacional IFN3 (DGCN 2001). En dicho inventario los procesos erosivos fueron identificados visualmente, y clasificados en 6 clases: no erosión, erosión superficial, presencia de pequeños regueros (>20 cm de profundidad), presencia de cárcavas en V, presencia de cárcavas en U, presencia de deslizamientos del terreno. Dado que los modelos generados se centraron en la erosión superficial y la presencia de cárcavas, los datos se clasificaron según la presencia o ausencia de dichos estados erosivos. En el caso de la erosión superficial, se identificaron 689 parcelas con erosión superficial y 8872 parcelas sin erosión, mientras que en el caso de la erosión por cárcavas se identificaron 157 parcelas con erosión y 9932 parcelas sin erosión. De todas las parcelas, aparte del estado erosivo se calcularon variables de masa (composición, estructura).

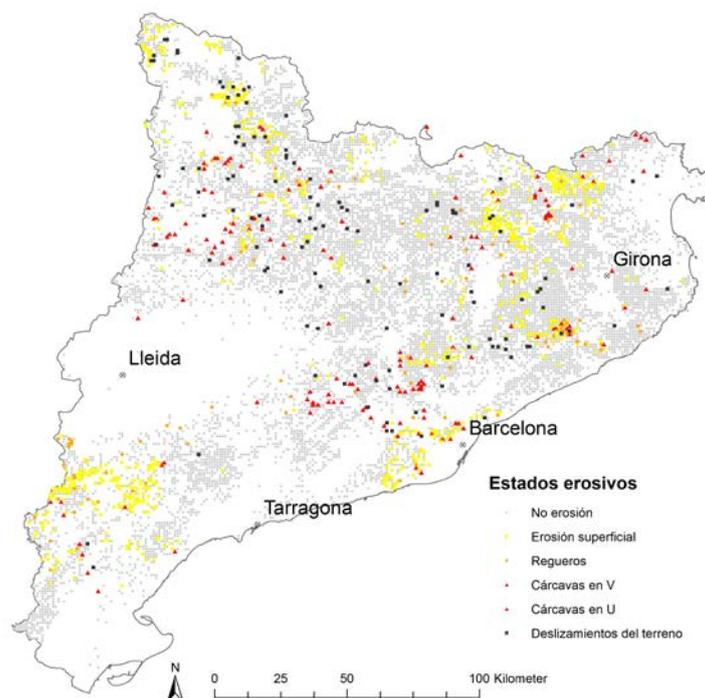


Figura 1: Tipos de erosión identificados en el IFN3 para Cataluña

Otras fuentes de datos utilizadas fueron: Perímetros de los incendios acaecidos entre 1989 y 2000; cobertura forestal a partir del mapa forestal 1:50000 (BDN 2001); precipitaciones medias anuales (Ninyerola et al., 2000); divisiones climáticas (Clavero et al. 1997); variables topográficas a partir de un MDT a resolución 30 x 30 metros; tipos de suelo (Soil Atlas of Europe 2006); usos del suelo en los años 1987 (Generalitat de Catalunya, 1987) y 2005 (MCSC, 2005); cartografía de la red viaria y de caminos (De la Base Topográfica, 2007).

3.2 Erosión laminar y árboles de clasificación

Para estudiar la erosión superficial se dividió el territorio de Cataluña en 2 zonas climáticas (Mediterráneo húmedo y semiárido), y para la zona mediterránea húmeda los bosques según su composición (puros de coníferas, puros de frondosas, y mixtos si ninguna especie aportaba >80% del área basimétrica). Para cada parcela se estimaron diferentes variables estructurales, de tipología de suelo, y topográficas con el fin de utilizarlas como variables predictivas. Para cada uno de los 4 tipos de bosque, definidos por el clima y composición específica (Figura 2), se utilizaron aboles de clasificación para analizar la relación entre la ocurrencia de erosión superficial y las variables de sitio y estructura forestal (Tabla 1). Los árboles de clasificación y regresión (CART) se pueden utilizar para clasificar la pertenencia a un grupo categórico de erosión, erosionado o no erosionado en nuestro caso, en función de variables independientes. Los árboles de clasificación se basan en un método no-paramétrico, en el que no se realizan asunciones sobre la distribución de las variables, permitiendo el uso de grandes bases de datos que combinen variables continuas o categóricas (Breiman et al. 1984).

Los árboles de clasificación se construyeron utilizando el paquete estadístico Recursive Partitioning (rpart) de R 2.9.0. El árbol se creó desde la “raíz” hasta las “hojas” usando particiones binarias que buscaban reducir impurezas en los nodos de división (Therneau and Atkinson 1997) mediante el uso en el algoritmo de búsqueda del índice de Gini (Breiman et al. 1984) y generara grupos homogéneos. Las divisiones o particiones subsecuentes, generadas a partir de los nodos iniciales siguieron el mismo principio, hasta que generar una nueva división no mejoraba la capacidad predictiva del árbol, o un tamaño mínimo de nodo era alcanzado. Una vez creados los árboles de clasificación, se “podaron”, con el fin de reducir el tamaño del árbol, crear una clasificación más general, y evitar sobreestimaciones (Breiman et al. 1984) y localismos provenientes de parcelas individuales o grupos reducidos de parcelas. Las frecuencias para cada clase final u “hoja” se convirtieron en probabilidades utilizando la corrección de Laplace.

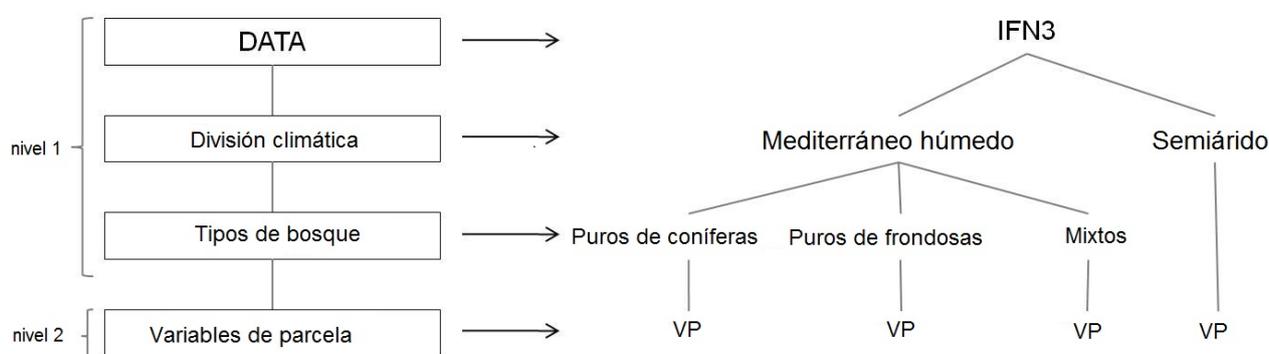


Figura 2: División de los datos de origen para la generación de 4 árboles de clasificación

Tabla 1. Descripción de las variables utilizadas en los árboles de clasificación

Variables	Descripción
Aspect	Aspecto (Norte, sur, este, oeste)
Slope	Pendiente en grados
Soil	Tipo de suelo (cambiosol, fluvisol, leptosol, regosol, andisol, vestisol y solonchak)
Ba	Area basimétrica m2/ha
Stocking	Densidad en pies mayores por hectarea
Diameter	Diámetro medio ponderado por el área basimétrica (cm)
Height	Altura media ponderada por el área basimétrica (m)
Dead %	% de árboles muertos
Shrub %	% cobertura arbustiva
Burn	Afección por incendios entre el IFN3 y IFN2 (0 = si, 1 = no)
Treatment	Cualquier tratamiento silvícola observado (0 = si, 1 = no)
Species	Especie principal (72 clases)

3.3 Erosión por cárcavas

A la hora de analizar la erosión por cárcavas, no solo nos centramos en las variables a nivel de rodal, proporcionadas por el IFN3, sino que también se incluyó información sobre los alrededores de los rodales. A partir de el modelo digital del terreno (MDT) se definieron cuencas de drenaje que pudieran aportar flujos de agua a las parcelas del inventario, y que influyeran por lo tanto a la formación y crecimiento de cárcavas. Dichas cuencas de drenaje se usaron para calcular los usos de suelo, topografía y parámetros de flujo de agua de las áreas de influencia hídrica. Para el cálculo de las cuencas y variables relacionadas, se usó el paquete de ArcGis Hydro Tools 9. El mapa de usos del suelo se reclasificó en 7 clases de uso: Agua, urbano, agrícola, huertos, zona de arbustos, bosque arbolado, y zonas sin cobertura vegetal (roquedales, áreas quemadas etc..). Las vías de transporte, se dividieron entre pavimentadas y no pavimentadas, y solo aquellas a 500 metros de distancia, dentro de una cuenca de drenaje fueron consideradas en el estudio.

El cálculo de la probabilidad de detectar cárcavas en las cercanías de las parcelas de inventario se modelizó usando un modelo binario logístico. A partir de las variables candidatas que se analizaron a nivel de parcela y de cuenca de drenaje (Tabla 2), se ajustó un modelo utilizando un proceso de selección escalonada, para identificar que variables definen la ocurrencia de cárcavas. Los modelos logísticos obtenidos se evaluaron usando la R cuadrada de Nagelkerke, el criterio de información de Akaike (AIC) y su bondad de ajuste.

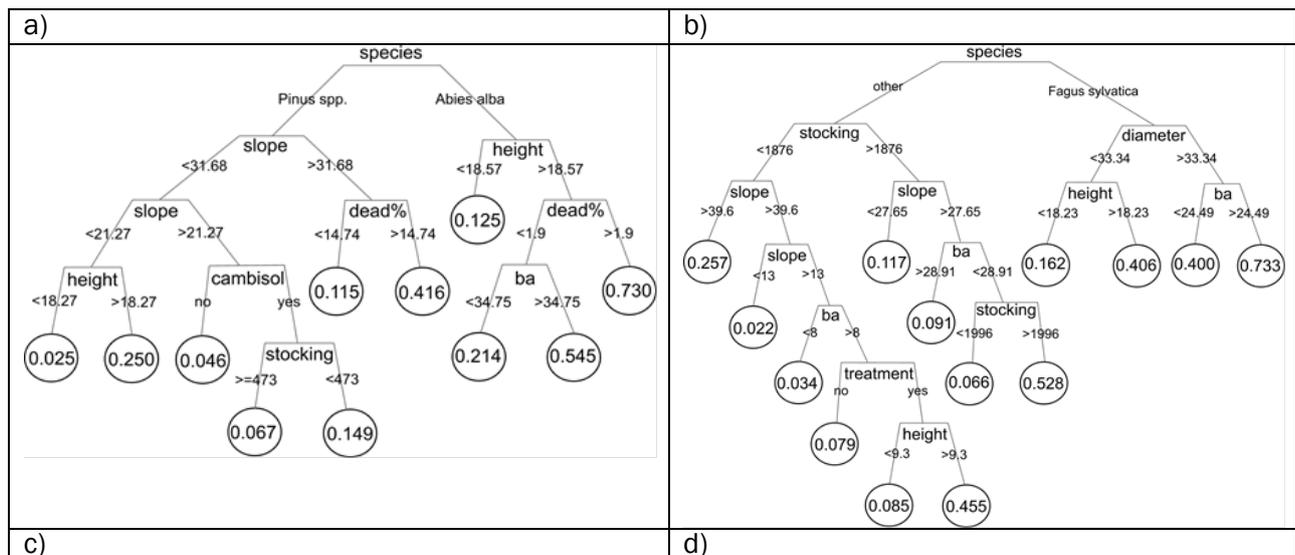
Tabla 2. Descripción de las variables candidatas evaluadas para el modelo de cárcavas

Variables	Descripción
Área	Área de drenaje de parcela IFN (ha)
AB	Área basimétrica m2/ha
Dpend	Pendiente media del área de drenaje en grados
DElev	Diferencia de elevación entre el punto mas elevado del área de drenaje y la parcela del IFN correspondiente
Fuego	Afección por incendios entre 1982-2002
Geo	Roca madre en la localización de la parcela
Uso del suelo	Usos y cambios de usos en la cuenca de drenaje de 1987 a 2005 (%)

<i>Ppend</i>	Pendiente en la parcela IFN en grados
<i>Precip</i>	Precipitación media anual (mm)
<i>Carretera</i>	Presencia de carreteras o caminos (pavimentadas, no pavimentadas)
<i>Suelo</i>	Tipo de suelo (cambiosol, fluviosol, lithosol regosol, andosol)
<i>Textura</i>	Gruesa a fina según IFN
<i>LongDren</i>	Longitud máxima de la cuenca de drenaje, siguiendo las líneas mas probables de flujo de agua (m)

4. Resultados

Mediante el uso de CART, se definieron 4 árboles de clasificación (3). En dichos árboles se observa que para masas puras de coníferas y de frondosas, hay 2 especies arbóreas asociadas a una mayor ocurrencia de erosión laminar o superficial. Rodales de *Abies alba* en el caso de masas puras de coníferas (Fig. 3a) presenta una probabilidad inicial de ocurrencia de erosión de 0.34, y *Fagus sylvatica* 0.30 en el caso de masas puras de frondosas (Fig. 3b). En el caso de masas mixtas, aquellas dominadas por haya también presentan una elevada probabilidad de ocurrencia de erosión (Fig 3c). Según se generan más divisiones en los árboles de clasificación, se observa que la densidad y la altura del arbolado tienen una gran influencia al determinar la ocurrencia de erosión. Otras variables, tales como la pendiente, la presencia de tratamientos, y el tipo de suelo, aparecen como significativas en determinados casos.



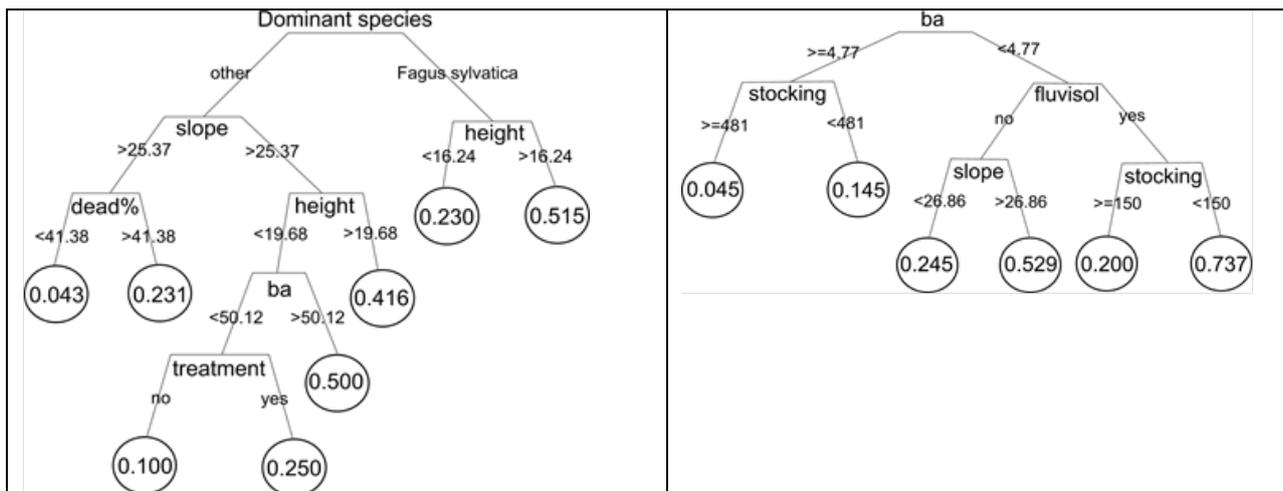


Figura 3: Árboles de clasificación para a) bosque puro de coníferas, b) bosque puro de frondosas, c) bosque mixto, y d) bosque en la zona semiárida. Las “hojas”, representadas en círculos muestran las probabilidades de ocurrencia de erosión laminar para las parcelas que cumplen los requisitos definidos por las variables de división y los umbrales marcados (en el árbol de clasificación las “ramas” y “hojas” que se dirigen a la derecha de cada nodo tienden hacia la presencia de erosión, y las que se dirigen a la izquierda a la no presencia de erosión).

En el caso de la erosión por cárcavas, nuestro análisis muestra que hay un gran número de factores medioambientales relacionados con el inicio y desarrollo de cárcavas. También se observa que dichos factores pueden ser locales, o a nivel de rodal, mientras que otros se definen en áreas de influencia mayores. De acuerdo al modelo binario logístico ajustado, hay 9 variables relacionadas con la ocurrencia de erosión por cárcavas. Siguiendo la formulación del modelo binario logístico:

$$\text{prob}(\text{Cárcava}) = (1 + e^{-\beta X})^{-1} \quad (1)$$

Las variables y coeficientes incluidos en el modelo (Tabla 3), indican que, a nivel de área de influencia, o cuenca de drenaje, el superficie de dicha cuenca y la pendiente del área de drenaje tienen una gran influencia en la ocurrencia de cárcavas. Los usos de suelo no forestales, la presencia de caminos no pavimentados, y determinados tipos de suelo y texturas favorecen la ocurrencia de cárcavas. Por otro lado la presencia de carreteras pavimentadas, la abundancia de árboles en el rodal, tienden a regular la ocurrencia de cárcavas. El modelo presenta una R cuadrada de Nagelkerke de 0.306, y si se toma un punto de corte de 0.5, presenta una sensibilidad de 0.0038, una especificidad de 0.99, y una exactitud de 0.98.

Tabla 3. Parámetros del modelo de erosión por cárcavas. Las variables marcada con un asterisco, son variables dummy que indican la presencia (1) o no presencia (0) de los factores indicados

Coefficiente	β	SE	Wald's χ^2	p	e^β
Constante	-6.827	0.545	156.73	<0.001	0.001
Area	0.699	0.040	231.032	<0.001	2.012
Dpend	0.812	0.159	25.945	<0.001	2.253
Urbano*	2.46	1.011	5.92	0.015	11.709
AB	-0.049	0.010	25.475	<0.001	0.952



<i>Suelo (ANDOSOL)*</i>	2.396	0.540	19.699	<0.001	10.978
<i>Suelo (CAMBISOL)*</i>	0.757	0.205	13.585	<0.001	2.132
<i>Textura (Fina)*</i>	0.594	0.255	5.437	0.020	1.811
<i>Pavimentada*</i>	-1.453	0.358	16.506	<0.001	0.234
<i>No pavimentada*</i>	0.636	0.221	8.262	0.004	1.889

5. Discusión

El resultado de este estudio permite la identificación de áreas forestales vulnerables a diversos procesos de erosión (laminar y por cárcavas), y que por lo tanto deberían recibir medidas especiales de gestión.

Los árboles de clasificación se han mostrado adecuados para el análisis de la erosión laminar, dada su flexibilidad y capacidad de gestionar datos de diversa índole. Comparado con otros métodos, tales como los modelos de regresión logística CART, los árboles de regresión permiten identificar relaciones complejas entre variables, y generar una estructura jerárquica entre las variables dependientes e independientes (Breiman et al. 1984), dando ajustes iguales o superiores a los obtenidos mediante otros métodos de regresión (e.g. Cook and Goldman 1984, Vayssières et al. 2000). El cálculo de las probabilidades de ocurrencia de erosión laminar son principalmente informativas, siendo más apropiado su conversión en índices de riesgo a la hora de integrar el conocimiento generado en la planificación forestal.

Al describir las condiciones medioambientales que regulan la erosión laminar, la mayoría relacionadas con la gestión forestal, es posible definir alternativas de gestión que mitiguen la pérdida de un recurso valioso como es el suelo. Estas alternativas pueden incluir claras que favorezcan el establecimiento de un sotobosque abundante en las zonas mediterráneas húmedas, o promover una cobertura completa arbórea en las zonas semiáridas.

El análisis regional de ocurrencia de cárcavas en zonas forestales muestra la complejidad de dicho proceso, y la multitud de factores que influyen en su aparición y desarrollo. Alguno de dichos factores pueden ser locales (tipo de suelo, estructura de la masa.), mientras que otros dependen más de las condiciones que rodean al bosque (área de captación de agua, usos del suelo en el área de influencia). El modelo generado, depende de variables fácilmente obtenibles, presenta una capacidad de predicción buenas, y permite definir zonas de alto riesgo de erosión de manera relativamente sencilla. El modelo se puede utilizar para mapear zonas sensibles a la erosión por cárcavas, y concentrar medidas de gestión forestal, restauración de zonas degradadas, cuyo objetivo sea reducir la pérdida potencial del suelo. Si bien las variables utilizadas y su influencia se ajustan a resultados de estudios anteriores, resulta complicado comparar sus interacciones, dado que este fue el primer estudio realizado a nivel regional, y centrado en tierras forestales.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen a la escuela de graduados forestales de Finlandia, al ministerio de economía, industria y competitividad de España, y a los centros de investigación de Cataluña (CERCA) por su apoyo.

7. Bibliografía

- Barbier, S. Balandier, P. Gosselin F; 2009. Influence of several tree traits on rainfall partitioning in temperate and boreal forest: a review. *Ann. For. Sci.* 66, 602.
- BDN 2001. Mapa Forestal de España. MFE50 Escala 1:50 000 Cataluña: Lerida, Gerona, Barcelona, Tarragona. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid
- Brandt, J; 1987. The effect of different types of forest management on the transformation of rainfall energy by the canopy in relation to soil erosion. Proceedings of the Forest Hydrology Watershed Management Conference Vancouver, BC (1987), IAHS Publication No. 167, pp. 213–222.
- Breiman, L., Friedman, J.H., Olshen, R.A., Stone C.J., 1984. Classification and Regression Trees. Wadsworth International Group
- Cannon, SH. Gartner, JE. Rupert, MG. Michael, JA. Rea, AH. Parrett, C; 2010. Predicting the probability and volume of postwildfire debris flows in the intermountain western United States. *GSA Bulletin* 122: 127-144
- Calder, I.R; 2001. Canopy processes: implications for transpiration, interception and splash induced erosion, ultimately for forest management and water resources. *Plant Ecology* 153, 203-214.
- Cerdà, A; 1997. Soil erosion after land abandonment in a semiarid environment of southeastern Spain. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 11: 163-176.
- Clavero, P. Martín Vide, J. Raso, J.M; 1997. Atlas climàtic de Catalunya (ACC), Institut Cartogràfic de Catalunya i Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya, Barcelona.
- Covert, S.A. Robinchaud, P.R. Elliot, W.J. Link, T.E; 2005. Evaluation of runoff prediction from WEPP-based erosion models for harvesting and burned forest watershed. *Transaction of the ASAE* ASAE 48:3, 1091-1100.
- De la Base Topográfica. 2007. 1:50 000 version 3.1. BT-50M, Institut Cartografic de Catalunya. Vector map
- DGCN, 2002. Plan Forestal Español 2002-2032. Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid, 145p.
- DGCN, 2001. Tercer Inventario Forestal Nacional (1997-2006) Cataluña, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Dotterweich, M. Schmitt, A. Schmidtchen, G. Bork H-R; 2003. Quantifying historical gully erosion in northern Bavaria. *Catena* 50: 135-150.
- Dun, S. Wu, J.Q. Elliot, W.J. Robichaud, P.R. Flanagan, D.C. Frankenberger, J.R., Brown, R.E., Xu, A.C; 2009. Adapting the water erosion prediction project (WEPP) model for forest application. *Journal of Hydrology* 366, 46-54.
- Elliot, W. J. Hall, D. E. Graves, S. R; 1999. Predicting sedimentation from forest roads. *Journal of Forestry* 97:8,
- Elliot, W.J. Robichaud, P.R; 2001. Comparing erosion risks from forest operations to wildfire. Proceedings of the 2001 International Mountain Logging and 11th Pacific Northwest Skyline Symposium, Seattle, Washington, University of Washington, Seattle, Washington, 13 pp. 23-29.
- FAO 2011. Assessing forest degradation – Towards the development of globally applicable guidelines. Forest Resources Assessment Working Paper 177.



- Flanagan, D. C., Livingston S. J., 1995; Water Erosion Prediction Project (WEPP) version 95.7 user summary. West Lafayette, IN. NSERL Report No. 11. West Lafayette, Ind.: USDA - ARS National Soil Erosion Research Laboratory, 131pp.
- González-Olabarria JR, Pukkala T 2011. Integrating fire risk considerations in landscape level forest planning. *Forest Ecology and Management* 261:278–287
- Generalitat de Catalunya 1987. Classificació dels usos del sòl a Catalunya 1987. Raster map 30x30m.
- James, LA. Watson, DG. Hansen, WF; 2007. Using LiDAR data to map gullies and headwater streams under forest canopy: South Carolina, USA. *Catena* 71: 132-144.
- Kang, W. Deng, X. Zhao, Z; 2008. Effects of canopy interception on energy conversion processes in a Chinese fir plantation ecosystem. *Front. For. China* 3(3), 264-270.
- Kosmas, C. Danalatos, N. Cammeraat, LH. Chabart, M. Diamantopoulos, J. Farand, R. Gutierrez, L. Jacob, A. Marques, H. Martinez-Fernandez, J. Mizara, A. Moustakas, N. Nicolau, JM. Oliveros, C. Pinna, G Puddu, R. Puigdefabregas, J. Roxo, M. Simão, 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: 45-59.
- Lafren, J.M., Elliot, W.J., Flanagan, D.C., Meyer, C.R., Nearing, M.A., 1997. WEPP-predicting water erosion using a process based model. *Journal of Soil Water Conservation* 52, 96-102.
- Lesschen, JP. Kok, K. Verburg, PH. Cammeraat, LH; 2007. Identification of vulnerable areas for gully erosion under different scenarios of land abandonment in Southeast Spain. *Catena* 71: 110-121.
- Martínez-Murillo, JF. Nadal-Romero, E. Regüés, D. Cerdà, A. Poesen, J; 2013. Soil erosion and hydrology of the western Mediterranean badlands throughout rainfall simulation experiments: A review. *Catena* 106:101-112
- MCSC 2005. Mapa de Cobertes del Sól de Catalunya. 3a edició 2005-2007. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals CREAF.
- Merlo, M. Croitoru L. 2005. Valuing Mediterranean forest: towards total economic value. CABI Publishing, Wallingford
- Meyer, A. Martínez-Casasnovas, JA; 1999. Prediction of existing gully erosion in vineyards parcels of the NE Spain: a logistic modeling approach. *Soil & Tillage Research* 50:319-331.
- Ninyerola M, Pons X, Roure JM. 2000. A methodological approach of climatological modelling of air temperature and precipitation through GIS techniques. *International Journal Climatology* 20:1823–1841.
- Palahi, M. Mavsar, R. Gracia, C. Birot, Y. 2008. Mediterranean forest under focus. *Int For Rev* 10:676–688
- Pausas JG, Bladé C, Valdecantos A, Seva JP, Fuentes D, Alloza JA, Vilagrosa A, Bautista S, Cortina J, Vallejo R; 2004. Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspective for and old practice-a review. *Plant Ecology* 171: 209-220
- Poesen, J. Nachtergaele, J. Verstraeten, G. Valentin, C; 2003. Gully erosion and environmental change: importance and research needs. *Catena* 50:91-133.

Razafindrabe, B.H. He, B. Inoue, S., Ezaki, T. Shaw, R; 2010. The role of stand density in controlling soil erosion: implication to sediment - related disasters in Japan. *Environmental monitoring and assessment* 160, 337-354

Renard, K.G., Foster, G.R., Weessies, G.A., McCool, D.K., Yoder, D.C; 1997. Predicting Soil Erosion by Water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook 703.

Rey, F; 2003. Influence of vegetation distribution on sediment yield in forested marly gullies. *Catena* 50: 549-562

Scarascia-Mugnozza G, Oswald H, Piussi P, Radoglou K. 2000. Forest of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management* 132:97-109

Wischmeier, W. H., Smith, D. P., 1978. Predicting Rainfall Erosion Losses - a Guide for Selection for Conservation Planning. Agricultural Handbook (U.S. Dept of Agriculture) 537, 69 pp

Soil Atlas of Europe. 2006. 1 km Raster version of the European soil database (v. 2.0). In: Marc Van Liedekerke, Arwyn Jones, Panos Panagos (eds) European Soil Bureau Network & European Commission, EUR 19945 EN.

Strunk, H; 2003. Soil degradation and overland flow as causes of gully erosion on mountain pastures and in forests. *Catena* 50: 185-198

Therneau, T.M., Atkinson, E.J; 1997. An Introduction to Recursive Partitioning Using the RPART Routines. Technical Report 61, Mayo Clinic, Section of Statistics, 1997

Trabaud L 1994. Post-fire plant community dynamics in the Mediterranean Basin. In: Moreno JM, Oechel WC (eds) 'The role of fire in the Mediterranean-Type ecosystems. Ecological studies, Springer, New York, pp 1-15