



2.2

Métodos para el estudio de la erosionabilidad del suelo: su aplicación en suelos afectados por incendios forestales

Elena Benito¹, Artemi Cerdà², Benedicto Soto³, Francisco Díaz-Fierros⁴, José Luis Rubio⁵, Eufemia Varela^{1,6} y María Rodríguez-Alleres¹

¹Departamento de Biología Vegetal y Ciencias del Suelo, Facultad de Biología, Universidad de Vigo, Campus Lagoas-Marcosende, 36310, Vigo. rueda@uvigo.es

²Departament de Geografia, Universitat de València, Blasco Ibáñez, 28, 46010, València.

³Departamento de Biología Vegetal y Ciencias del Suelo, Facultad de Ciencias, Universidad de Vigo, Campus As Lagoas, 32004, Ourense.

⁴Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Farmacia, Universidad de Santiago de Compostela, Campus Universitario Sur, 15782, Santiago de Compostela.

⁵Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE, CSIC-Universitat de València, Camí de la Marjal, s/n, Apto 46470 Albal, València.

⁶CESAM, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Campus Universitario Santiago, 3810-193 Aveiro, Portugal.

Métodos para el estudio de la erosionabilidad del suelo: su aplicación en suelos afectados por incendios forestales

Elena Benito¹, Artemi Cerdà², Benedicto Soto³, Francisco Díaz-Fierros⁴, José Luis Rubio⁵, Eufemia Varela^{1,6} y María Rodríguez-Alleres¹

¹ Departamento de Biología Vegetal y Ciencias del Suelo, Facultad de Biología, Universidad de Vigo, Campus Lagoas-Marcosende, 36310 Vigo. rveda@uvigo.es

² Departament de Geografia, Universitat de València, Blasco Ibáñez, 28, 46010-València.

³ Departamento de Biología Vegetal y Ciencias del Suelo, Facultad de Ciencias, Universidad de Vigo, Campus As Lagoas, 32004 Ourense.

⁴ Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Farmacia, Universidad de Santiago de Compostela, Campus Universitario Sur, 15782 Santiago de Compostela.

⁵ Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE, CSIC-Universitat de València, Camí de la Marjal, s/n, Apto 46470 Albal, València.

⁶ CESAM, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Campus Universitario Santiago, 3810-193 Aveiro, Portugal.

RESUMEN

La erosionabilidad define la resistencia del suelo a los procesos de desprendimiento de partículas y depende no solo de las propiedades intrínsecas del suelo sino también del su grado de degradación. El análisis de la erosionabilidad del suelo es esencial para el estudio de los procesos erosivos desencadenados por los incendios forestales y para el desarrollo de medidas de control de la erosión tras el fuego. En este capítulo se realiza una revisión de los principales métodos propuestos para el estudio de la erosionabilidad del suelo, analizando la problemática de su aplicación en los suelos afectados por incendios forestales y se resumen diversas experiencias realizadas por investigadores españoles en zonas quemadas y no quemadas. Se realiza una revisión crítica en un tema que requiere una innovación en técnicas y métodos.

INTRODUCCIÓN

De acuerdo con Lal (1988), la erosionabilidad del suelo es fruto del “efecto integrado de los procesos que controlan la infiltración de la lluvia y la resistencia al arranque y su subsiguiente transporte de las partículas del suelo”. Esta propiedad del suelo fue definida como *soil erodibility* por Cook (1936), y se refiere al hecho de que diferentes suelos se erosionen con diferente intensidad cuando el resto de factores que controlan el proceso erosivo se mantienen constantes (Bryan, 1976).

En los procesos de erosión hídrica dos son los componentes básicos: la lluvia y el suelo. Durante varias décadas se utilizó el término “erodibilidad” para referirse a la vulnerabilidad o susceptibilidad del suelo a la erosión y “erosividad” para indicar la capacidad potencial de la lluvia para provocar erosión. Actualmente, y basándonos en las últimas publicaciones, es más correcto hablar de erosividad de la lluvia y erosionabilidad del suelo. Esa confusión de términos se inició en la traducción que los compañeros García Ruiz y Martínez Rica realizaron del manual de “Conservación del Suelo” de Hudson (1982). La traducción directa del término inglés “erodibility” por “erodibilidad” y su definición como “la vulnerabilidad o susceptibilidad del suelo a la erosión” dio lugar al uso de este término que en la actualidad ha sido sustituido acertadamente por el de *ero-*

erodibilidad. La *erodibilidad* es función de las características físicas de la lluvia, y no será tratada en este capítulo ya que es independiente del impacto de los incendios forestales, si bien es decisiva en los procesos de erosión.

La erodibilidad de un suelo es una expresión cualitativa ya que hace referencia al riesgo de degradación por erosión que puede sufrir un suelo en su situación de uso presente o al que poseerá en caso de cambiar las condiciones de uso del mismo. En este concepto intervienen numerosos elementos y factores que permiten ponderar los riesgos de degradación por erosión de los suelos mediante diferentes métodos.

En general se admite que las propiedades del suelo que más influyen en su erodibilidad son su composición granulométrica, su cohesión y su organización estructural. De ellas depende, tanto la porosidad y permeabilidad del suelo, y por tanto su capacidad de aceptación de la lluvia, como las fuerzas de unión entre las partículas del suelo, y por tanto su resistencia a la liberación y al transporte (Díaz-Fierros y Benito, 1996). Por otra parte, como la estructura depende a su vez de determinados constituyentes del suelo, como son la cantidad y tipo de arcilla, contenido en materia orgánica, óxidos de Fe y Al y carbonatos, ha sido frecuente que el cálculo de la erodibilidad del suelo, se realizase indirectamente a partir de relaciones establecidas con estos constituyentes elementales del suelo (ver revisiones de Lal, 1988; Morgan, 1997). En otros casos como es el del conocido factor K de la USLE (Wischmeier et al., 1971) se utilizó un procedimiento mixto en el que se tienen en cuenta tanto propiedades del suelo (estructura y permeabilidad) como componentes (materia orgánica y textura).

Está ampliamente reconocido que los suelos más erosionables son aquellos con altos contenidos en partículas tamaño limo y arenas finas ya que son fácilmente disgregables y fácilmente transportados por los flujos de escorrentía superficial cuya formación también se ve favorecida en estos suelos. Los suelos con altos contenidos en arcilla son poco erosionables debido a que son resistentes al desprendimiento de sus partículas. Los suelos con altos contenidos en arena también son poco erosionables, en este caso debido a su elevada permeabilidad y por su mayor resistencia al transporte (Morgan, 1997).

Muchos autores han señalado la importancia del descenso en el contenido en materia orgánica como responsable del aumento en la erodibilidad del suelo (Roose, 1980; Evans, 1980). La materia orgánica es un importante agente de unión entre las partículas minerales del suelo favoreciendo por tanto su resistencia a la erosión. La relación probablemente no es lineal y dependerá de las interacciones entre la materia orgánica y otras propiedades del suelo. Se acepta generalmente un umbral del 4% en el contenido de materia orgánica del suelo, por debajo del cual la erodibilidad del suelo se incrementa considerablemente (Evans, 1980; Benito y Díaz-Fierros, 1989; Le Bissonnais et al., 1997).

Sin embargo, en muchos suelos forestales con alto contenido en materia orgánica y en muchos suelos quemados, la repelencia al agua puede ser un factor que aumente la erodibilidad del suelo al reducir su capacidad de infiltración del agua (Díaz-Fierros et al., 1994; Cerdà y Doerr, 2005; Shakesby y Doerr, 2006; Doerr et al., 2006, 2009; Shakesby et al. 2007), si bien diferentes estudios también señalan un efecto positivo de la repelencia al agua en la estabilidad de los agregados y por tanto en su resistencia al desprendimiento de partículas (Chenu et al., 2000; Mataix-Solera y Doerr, 2004; García Corona et al., 2004; Arcenegui et al.,

2008). Por otra parte, existen también evidencias de que el entramado de raíces de los suelos forestales aumenta mucho su resistencia a la liberación de partículas, pero como consecuencia de la dificultad de su medida, casi nunca se considera como dato a tener en cuenta en la medida de la erosionabilidad. La pedregosidad del suelo también puede influir, en este caso sobre la velocidad del flujo de escorrentía superficial, la salpicadura y en consecuencia sobre su capacidad de transporte.

La erosionabilidad del suelo depende de sus propiedades físicas, químicas y físico-químicas, pero también del manejo del suelo. Y en este aspecto tiene mucho que decir la cubierta vegetal que protege el suelo. Por lo tanto, además de las condiciones naturales del suelo, la erosionabilidad del suelo dependerá de la gestión, en este caso forestal, que se haga en él. De hecho, los incendios forestales, con todos los cambios que producen en la cubierta vegetal, hojarasca y en el horizonte superficial suponen una de las agresiones más claras en la erosionabilidad del suelo. Si entendemos la erosionabilidad como una propiedad intrínseca del suelo debemos de aceptar que no hay ninguna otra propiedad que sufra un cambio más drástico con el fuego.

El fuego influye en los sistemas edáficos al modificar sus características físicas, químicas y biológicas (Mataix-Solera y Guerrero, 2007), y con ello en la respuesta hidrológica y erosiva ante las lluvias. Además del incremento del volumen de escorrentía, como consecuencia de la pérdida de protección por la vegetación y de la alteración de las propiedades del suelo, en las zonas quemadas se incrementa de forma específica la cantidad de suelo susceptible de ser arrastrado. La desagregación del suelo y la generación de material "suelto" fácilmente arrastrable se produce durante el incendio por efecto de la onda de calor y por la combustión de la materia orgánica del suelo (Benito et al., 2009).

La magnitud de los cambios en los procesos mencionados anteriormente dependerá de varios factores siendo la intensidad del fuego (velocidad de liberación de energía durante la combustión), y la severidad con que afecte al suelo, factores clave. También es de suma importancia el tipo de suelo y sus propiedades (Mataix-Solera y Cerdà 2009).

Para la estimación de la erosionabilidad del suelo se han diseñado diversos métodos a lo largo de la historia. La erosionabilidad del suelo puede medirse directamente por experimentación o puede estimarse indirectamente de las propiedades del suelo que afectan a la misma. A continuación se hace una revisión de aquellos métodos más relevantes para su aplicación en suelos forestales afectados por incendios forestales.

MÉTODOS DE ESTIMACIÓN DE LA EROSIONABILIDAD DEL SUELO

Estimación directa en el campo: simulación de lluvia

Un primer enfoque para poder estimar la susceptibilidad de los suelos a la erosión es someter el suelo a la acción erosiva de la lluvia y medir la erosión resultante.

Para medir directamente en el campo la erosionabilidad del suelo es necesario utilizar una condición de referencia estándar, en donde todos los efectos han sido eliminados excepto el efecto inherente de las propiedades del suelo. Dicha condición estándar consistiría en preparar una parcela mantenida permanentemente sin vegetación y representar gráficamente la pérdida

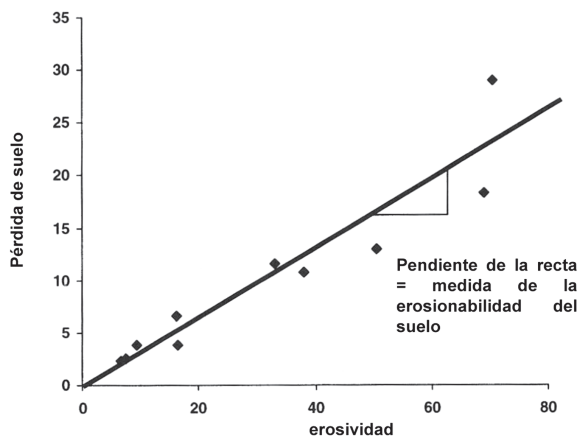


Figura 1. Determinación de la erosionabilidad del suelo para una condición de referencia estándar (Toy et al., 2002).

de suelo recogida en función de la erosividad de la lluvia. La pendiente de la línea obtenida sería una medida empírica de la erosionabilidad (Toy et al., 2002, Figura 1).

La medición directa de la erosionabilidad del suelo en el campo es una labor costosa ya que requiere medidas experimentales en parcelas durante varios años, con el fin de obviar la variabilidad temporal de la intensidad y frecuencia de los episodios tormentosos. Se puede simplificar su cálculo mediante el uso de simuladores de lluvia (Wischmeier et al., 1971; Sanroque et al., 1988; Cerdà et al., 1997) ya que nos van a

permitir obtener una gran cantidad de datos en un periodo de tiempo relativamente corto.

Mediante el empleo de simuladores de lluvia en parcelas de campo se puede conocer la erosionabilidad de una amplia variedad de suelos con diferentes condiciones físicas, químicas y mineralógicas y bajo una amplia diversidad de condiciones climáticas y de relieve. Además, se puede considerar como el método más adecuado para relacionar las medidas de erosionabilidad con las propiedades del suelo.

Estos estudios dan solo una medida relativa de cómo diferentes tipos de suelos responden a la erosión, por lo que sus resultados no pueden relacionarse directamente con las pérdidas reales de suelo. Sin embargo, su aplicación puede ser muy útil para comparar, por ejemplo, la erosionabilidad de áreas quemadas frente a las áreas no quemadas, la variabilidad estacional de la erosionabilidad o su evolución de en periodos post-incendio.

Existe una amplia bibliografía acerca de los distintos simuladores de lluvia que han sido utilizados en los últimos años por distintos investigadores (ver revisiones en Bubbenzer, 1979; Hudson, 1982; Agassi y Bradford, 1999; Cerdà, 1999). Los diferentes modelos son seleccionados en función de la disponibilidad, costes de construcción y del objetivo experimental, no existiendo hasta la fecha una total estandarización en los diseños o en los protocolos de uso. En el capítulo 6 se presenta en detalle el uso de simuladores de lluvia como herramienta en el estudio de la hidrología y erosión de los suelos afectados por incendios forestales. En este apartado se muestran estudios que permiten determinar los cambios en la erosionabilidad de los suelos quemados mediante lluvia simulada.

De los parámetros que permite cuantificar la lluvia simulada hay uno que muestra la susceptibilidad del suelo a la pérdida de partículas: la concentración de sedimentos. Lo cierto es que la erosionabilidad del suelo es difícil de determinar porque muchos de los parámetros cuantificados con la lluvia simulada (y mucho más con la lluvia natural) dependen de diversos factores. En el caso de la concentración de sedimentos los factores son el suelo y la lluvia. Al mantener la lluvia con una misma intensidad y duración el único factor del que depende es el suelo, de ahí que la concentración de

sedimentos pueda ser utilizada como un buen parámetro para relacionarlo con la erosionabilidad del suelo. Al mantenerse la lluvia simulada con las mismas características también se puede utilizar la tasa de erosión (generalmente expresada en $\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) como un buen indicador de la erosionabilidad, si bien este último es muy dependiente de las escorrentías generadas y el tamaño de las parcelas.

Se presentan a continuación dos experimentos en los que la erosionabilidad del suelo es estimada mediante el uso de un simulador de lluvia en parcelas inferiores a 1 m^2 .

Tabla 1. Concentración de sedimentos media en el incendio de Bixquert de 2005 (Valencia). La medición se realizó un año después del incendio.

Sedimentos Parcela	Quemada g L^{-1}	Control g L^{-1}
1	2,62	0,16
2	3,25	0,25
3	2,48	0,19
4	2,95	0,14
5	2,65	0,12
6	3,90	0,25
7	4,58	0,26
8	4,78	0,24
9	4,15	0,28
10	6,32	0,27
Media	3,77	0,22

Experimento 1: Control frente a quemado en Bixquert (Valencia), incendio el 21 de junio de 2005

Tras un incendio forestal ocurrido en Bixquert (Valencia), en 2005, se seleccionaron parcelas representativas de la zona quemada y de la no afectada por el incendio (control). Se realizaron las mediciones en diciembre de 2005 en 10 parcelas de la zona quemada y en 10 controles utilizando un simulador de lluvia portátil (Cerdà et al., 1997). El protocolo consistió en reproducir sobre parcelas de $0,25 \text{ m}^2$ (1 m^2 de zona mojada por la lluvia) una lluvia de 55 mm durante 1 hora. La escorrentía y la concentración de sedimentos se midieron cada minuto desde el inicio de la escorrentía.

Los resultados muestran como el incendio produce un aumento de la erosionabilidad del suelo al pasar la concentración de sedimentos de $0,22$ a $3,7 \text{ g L}^{-1}$, es decir 17 veces más alta (Tabla 1). En realidad, la concentración de sedimentos fue muy baja en el caso de los suelos control con cubierta de *Rosmarinus officinalis*, mientras que en el caso de los suelos quemados la falta de vegetación propició un aumento de la concentración de sedimentos.

Experimento 2: Evolución de la erosionabilidad tras el incendio en la zona de estudio de El Genovés (Valencia)

Tras el incendio, la recuperación de la vegetación y también el aumento de la pedregosidad superficial reducen la movilización de sedimentos y es por ello que la concentración de sedimentos también se reduce. El suelo es por lo tanto menos erosionable. El efecto del fuego sobre la erosionabilidad del suelo se mantiene durante varios años al haber modificado las condiciones del suelo. Así, en la investigación desarrollada durante dos décadas en la zona de El Genovés se ha encontrado un aumento de la erosionabilidad (concentración de sedimentos) con cada incendio, aumentando la concentración de sedimentos en 18 veces para las mediciones de invierno, y de 4 a 10 veces en las de verano (Figuras 2 y 3).

En este tipo de experiencias es necesario definir previamente el papel que juega la vegetación en la estimación de la erosionabilidad, por lo que habría que atribuirle un valor relativo a la cobertura vegetal que se observe en la zona en el momento de aplicar la lluvia simulada para poder obtener un índice de erosionabilidad. Eliminar la vegetación en la zona control permitiría cuantificar las diferencias con el suelo quemado, pero ello también haría necesario eliminar las cenizas del suelo afectado por el incendio. Debemos entender la vegetación como parte del sistema edáfico y por lo tanto cuantificar su efecto sobre el suelo.

Diferentes autores también han sometido fracciones de agregados a simulación de lluvia en el laboratorio con la finalidad de poder clasificar los suelos de acuerdo con su resistencia a la erosión. Díaz-Fierros y Benito (1991) mostraron mediante esta técnica (ver descripción de la metodología en el capítulo 4) las relaciones que se establecen entre los diferentes materiales geológicos sobre los que se asientan los suelos gallegos y la erosionabilidad de los mismos. Las clases de erosionabilidad propuestas con fines cartográficos vendrían definidas por el tipo de material geológico y el contenido en materia orgánica de los suelos (Figura 4)

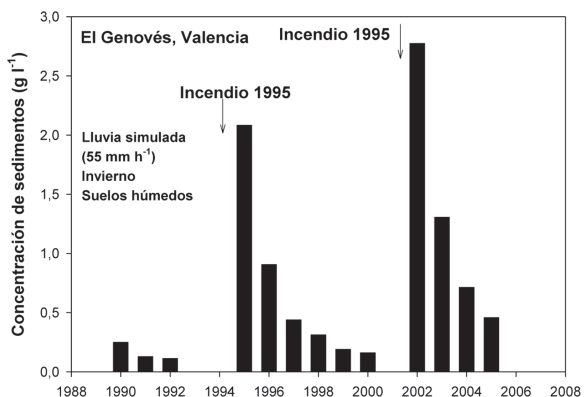


Figura 2. Evolución de la concentración de sedimentos entre 1990 y 2005 medida con lluvia simulada (n=10). Se puede apreciar el efecto de dos incendios forestales. Mediciones de invierno con suelos húmedos.

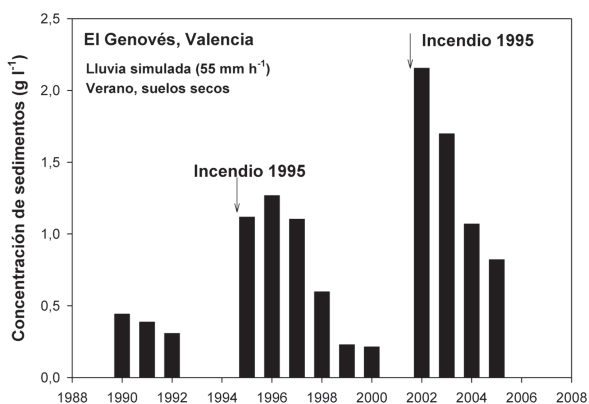


Figura 3. Evolución de la concentración de sedimentos entre 1990 y 2005 medida con lluvia simulada (n=10). Se puede apreciar el efecto de dos incendios forestales. Mediciones de verano con suelos secos.

MÉTODOS INDIRECTOS BASADOS EN PROPIEDADES INTRÍNSECAS DEL SUELO

Estos métodos tratan de evaluar, de una forma parcial, la mayor o menor susceptibilidad de los suelos a la erosión mediante determinados índices o relaciones desarrollados a partir de componentes y/o propiedades del suelo.

En Lal y Elliot (1994) y Morgan (1997) puede encontrarse una amplia revisión de los principales índices propuestos en la bibliografía para estimar indirectamente la erosionabilidad del suelo.

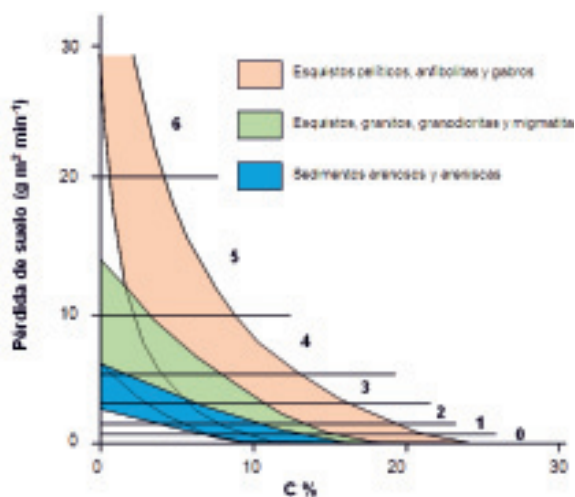


Figura 4. Clases de erosionabilidad de los suelos de la zona húmeda española en función del material geológico y el contenido en materia orgánica del suelo (modificado de Díaz-Fierros y Benito, 1991).

De los primeros índices de erosionabilidad que han sido propuestos se pueden citar la relación de dispersión de Middleton (1930) o la relación de arcilla de Bouyoucos (1935). En ellos se tenía en cuenta sobre todo la composición granulométrica del suelo o algún test sencillo de dispersión de las fracciones finas como datos fundamentales que se relacionaban con la erosionabilidad del suelo. Posteriormente Bryan (1968), en una revisión sobre los diferentes índices hasta entonces utilizados, señalaba que ninguno de ellos cumplía los requisitos necesarios para considerarlos como tales al no tener una aplicación universal. En dicha revisión propuso como el método más adecuado para

estimar la erosionabilidad del suelo la medida de la estabilidad de los agregados. Como indicador de la erosionabilidad Bryan utilizó la proporción de agregados estables de tamaño superior a 0,5 mm después de someter el suelo a simulación de lluvia en el laboratorio.

A pesar de que la relación entre estabilidad de agregados y susceptibilidad del suelo a la erosión es de aceptación general, los intentos realizados para poder utilizar la medida de la estabilidad de los agregados en la predicción de la erosionabilidad han proporcionado resultados contradictorios, señalándose correlaciones positivas entre ambos parámetros (Bryan, 1968; Amezketa et al., 1996), negativas (Bajracharya et al., 1992) y no significativas (Miller y Baharuddin, 1987).

Estos resultados tan desiguales pueden ser atribuidos, al menos en parte, a la gran variedad de métodos empleados para estimar la estabilidad de los agregados. Otro problema que apunta Le Bissonnais (1996) es la falta de estudios que relacionen los resultados de los diferentes test de estabilidad propuestos en la bibliografía con la medida directa de la erosionabilidad en el campo. Normalmente los diferentes tests no reflejan todos los mecanismos involucrados por lo que no se corresponden exactamente con los procesos que ocurren en el campo. Otro aspecto clave es que los resultados son altamente dependientes del tipo de suelo bajo estudio. Resultados contradictorios en diferentes estudios probablemente indiquen que las propiedades consideradas no tienen la misma influencia en todas las condiciones y para un amplio rango de suelos. La estandarización de la medida de la estabilidad de los agregados al agua es imprescindible para poder comparar adecuadamente los resultados obtenidos en diferentes suelos y poder relacionarlos a su vez con la susceptibilidad a la erosión. En este sentido la revisión que se presenta en el capítulo 2.3 de este libro podría aportar luz en la elección de los métodos más adecuados para poder aplicarlos en suelos afectados por incendios forestales y poder así establecer comparaciones entre ambos parámetros.

Un enfoque que se consideró para poder estudiar de forma indirecta la vulnerabilidad de los suelos a la erosión en áreas quemadas de Galicia, fue el comparar la estabilidad de agregados y las propiedades del suelo que afectan a la misma en muestras de suelos quemados y sus correspondientes controles no quemados (Varela et al., 2010). Las propiedades estudiadas fueron la distribución de agregados por tamaños, estabilidad de los agregados, composición granulométrica, contenido en materia orgánica, repelencia al agua y permeabilidad del suelo.

Los resultados obtenidos reflejaron que el impacto inmediato de los incendios forestales en la erosionabilidad de los suelos del noroeste de España opera sobre todo a través de sus efectos sobre la materia orgánica del suelo siendo, por tanto, claramente dependiente de la severidad de los incendios (García-Corona et al., 2004; Varela et al., 2005, 2010).

En aquellas zonas en donde el contenido en materia orgánica de los suelos quemados o bien no cambia substancialmente o aumenta con respecto al de los suelos no quemados y que podrían considerarse, por tanto, incendios de baja severidad, el resto de las propiedades del suelo relacionadas con su erosionabilidad tampoco se ven muy afectadas por el paso del fuego, a excepción de una ligera fragmentación y reducción del tamaño de los agregados. Sin embargo es importante señalar la fuerte o muy fuerte repelencia al agua superficial que manifiestan los suelos tras fuegos poco intensos cuyo efecto en la erosionabilidad de los suelos podría ser doble: uno positivo, al proteger los agregados del estallido frente al impacto de las gotas de agua y aumentando por tanto la estabilidad al agua de los agregados pero otro muy negativo, al frenar la entrada de agua en el suelo y favoreciendo por tanto la generación de flujos de escorrentía superficial.

En aquellos incendios de mayor severidad en donde se produce la combustión de la materia orgánica del suelo, la degradación física de los suelos se manifiesta de manera mucho más drástica, ya que la pérdida de la materia orgánica, principal agente cementante de los suelos forestales ácidos, favorece una fuerte desagregación del suelo y una pérdida de estabilidad de los agregados. La repelencia al agua aunque disminuye en la superficie del suelo, se mantiene muy severa en la capa subsuperficial, por lo que aumenta de forma drástica la susceptibilidad a la erosión de los suelos quemados.

MEDIDA DEL ESFUERZO CORTANTE DEL SUELO

Erosionabilidad es un término que habitualmente se utiliza para designar lo inverso a “la resistencia del suelo a la liberación y el transporte de partículas y/o agregados” cuando está sometido a fuerzas crecientes por unidad de superficie ($N\ m^{-2}$). Estas fuerzas pueden ser de impacto de las gotas de lluvia o de arrastre por el flujo superficial.

La erosionabilidad generalmente se expresa como la relación de la masa del suelo erosionado por unidad de área y unidad de tiempo y por unidad de flujo superficial, cuando este es el dominante (Moody et al., 2005). Diferentes variables fueron definidas para expresar el flujo superficial, tales como energía cinética por unidad de área, intensidad de la lluvia elevada a una potencia, índices de erosividad de la lluvia o fuerza por unidad de superficie o tensión cortante límite. Estas formulaciones se presentan en general en la literatura por la relación:

$$E = K \times X \quad [1]$$

donde E es la erosión de partículas por unidad de área y por unidad de tiempo ($\text{kg m}^{-2}\text{s}^{-1}$), K es la erosionabilidad y X es una variable de flujo.

Esta definición se basa en los supuestos de que: i) la masa de suelo erosionado está linealmente relacionada con la variable de flujo seleccionada, y ii) la erosionabilidad es una propiedad constante del suelo. Tres problemas se presentan si la erosionabilidad es utilizada para predecir la erosión sobre pendientes quemadas o no quemadas. Primero, la utilización de diferentes variables de flujo hace imposible para X comparar los valores de la erosionabilidad con diferentes dimensiones de masa, longitud y tiempo. Segundo, la relación entre la masa erosionada y la variable de flujo elegida no es totalmente lineal y por otro lado, la erosionabilidad del suelo no es constante. Tercero, la erosionabilidad definida por la citada ecuación incluye simultáneamente los procesos de comienzo del movimiento de partículas, que es una propiedad suelo-dependiente, y los procesos de transporte, que no es una propiedad edáfica en buena parte, sino que depende sobre todo de las características del flujo del fluido que sirve de transporte de las partículas y agregados.

Existen bastantes evidencias experimentales que muestran una buena relación entre el desprendimiento de partículas por las escorrentías superficiales y la medida del esfuerzo cortante del suelo. Por otra parte, el proceso de salpicadura muestra una buena relación con las medidas realizadas con penetrómetros de caída aunque también la medida del esfuerzo cortante dio resultados válidos (Morgan, 1997).

En consecuencia, en los últimos años están apareciendo trabajos que proponen como una medida cuantitativa de la erosionabilidad del suelo la determinación de su fuerza cortante. El valor límite de este esfuerzo cortante (t_c) que inicia la movilización de las partículas o agregados del suelo sería la expresión cuantitativa de esta resistencia del suelo a la erosión y su inverso, la erosionabilidad.

Moddy et al, (2005) trabajando con canales experimentales encuentran que los valores del esfuerzo cortante crítico (Wiber y Smith, 1987) son dependientes de la temperatura a que fueron sometidos los suelos, estableciendo tres intervalos: menos de 175 °C, los valores de t_c son variables y oscilan entre 1,0 y 2,0 N m^{-2} , entre 175 y 275 °C, son máximos, superando los 2,0 N m^{-2} y por encima de los 275 °C, son muy constantes y con valores ya muy bajos que varían entre 0,5 y 0,8 N m^{-2} . Estos intervalos guardan una buena relación con la evolución de la hidrofobicidad de los suelos que se intensifica entre 175 y 270 °C pero que desaparece por encima de ese último valor (Varela et al., 2005; Doerr et al., 2009). Así mismo Soto et al. (1991) en un estudio con lluvia simulada encuentran que la erosión al agua de suelos quemados es estable hasta los 170 °C, temperatura a partir de la cual se incrementan de forma brusca sus valores. Estos autores no estudiaron lo que sucedía con valores intermedios de temperatura, pero constataron que a partir de los 400 °C la erosión al agua ya no aumentaba.

La medida del esfuerzo cortante se puede realizar en el campo mediante un escisómetro de bolsillo tipo Torvane (Figura 5) que permite realizar medidas de resistencia en los primeros mm del suelo.

Los estudios de Booker y Dietrich (1998) realizados con medidas directas de la tensión al corte del suelo, muestran como en suelos de California sometidos a la influencia de incendios forestales se presenta un umbral de 0,1 kg cm^{-2} que diferencia los suelos que presentan erosión en regueros de los que no la presentan.



Figura 5. Escisómetro tipo Torvane para la medida in situ del esfuerzo cortante del suelo.

La presencia de raíces es un factor importante que incrementa los valores del esfuerzo cortante de los suelos (los suelos son fuertes en compresión pero débiles en tensión, al contrario de lo que le ocurre a las raíces). Pollen (2007) determina incrementos de la tensión al corte superiores al 200% con la presencia de raíces con densidades de 1000 raíces por metro cuadrado. Este factor no está bien estudiado en los suelos quemados pero la combustión parcial o total de las raíces superficiales puede ser

determinante en la evolución de la erosionabilidad de los suelos afectados por incendios.

La erosionabilidad tiene una evolución con el tiempo que está influida fundamentalmente por el contenido en agua del suelo y por su contenido en raíces. Considerando que el fuego puede alterar tanto uno como otro factor son previsible cambios en la evolución temporal de la erosionabilidad de los suelos quemados. El incremento de la repelencia al agua puede disminuir la infiltración del agua en el suelo y en consecuencia reducir su contenido en agua con lo que aumentaría temporalmente su resistencia a la erosión, pero por otro lado la eliminación de la cubierta vegetal, disminuye la evapotranspiración y por esta vía se puede incrementar, en general, el contenido en agua del suelo. De todas formas, en un estudio sobre la evolución temporal del contenido en agua del suelo en Galicia, se pudo apreciar que con incendios de intensidad moderada, existe un comportamiento del agua del suelo diferente según se consideren las capas más superficiales (de 0 a 5 cm) o las más profundas. En las capas más superficiales se manifiesta un claro adelanto de la sequedad primaveral mientras que en las más profundas puede mantenerse un contenido de humedad superior durante períodos de hasta dos años (Soto y Díaz-Fierros, 1997).

LA EROSIONABILIDAD EN LOS MODELOS DE EROSIÓN

El factor K de la USLE y RUSLE

De todos los procedimientos propuestos para estimar de forma indirecta las pérdidas de suelo por acción del agua, es sin duda la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE) publicada en el Manual 537 del USDA (Wischmeier y Smith, 1978) la que ha tenido mayor aceptación y difusión.

En la USLE el factor K cuantifica la erosionabilidad del suelo mediante una expresión deducida experimentalmente y representa la pérdida media anual de suelo por unidad de erosividad de la lluvia, en las condiciones normalizadas para las parcelas tipo establecidas (parcelas de 22,1 m de longitud de declive, un 9% de pendiente y suelo desnudo).

La ecuación de regresión propuesta para el cálculo de la erosionabilidad del suelo (factor K) es la siguiente (Wischmeier et al., 1971):

$$100 K = [2.71 \times 10^{-14} \times M^{1.14} \times (12-MO)] + 4,2 \times (a - 2) + (b - 3) \quad [2]$$

donde K es el factor de erosionabilidad del suelo, expresado en $\text{Mg m}^2 \text{h ha}^{-1} \text{hJ}^{-1} \text{cm}^{-1}$ (los factores de conversión para expresar K en otras unidades se pueden consultar en Almorox et al., 1984), y M es un parámetro de textura de los primeros 15 cm del suelo, y MO es el contenido en materia orgánica (%), a es la clase de estructura del suelo para los primeros 15 cm del suelo [1: granular muy fina (< 1 mm); 2: granular fina (1-2 mm); 3: granular media (2-5 mm) o gruesa (5-10 mm); 4: en bloques, laminar o masiva] y b es un parámetro de permeabilidad referido a todo el perfil del suelo. 1: rápida o muy rápida (12,5-25 cm h^{-1}); 2: moderadamente rápida (6,2-12,5 cm h^{-1}); 3: moderada (2-6,2 cm h^{-1}); 4: moderadamente lenta (0,5-2 cm h^{-1}); 5: lenta (0,12-0,5 cm h^{-1}); 6: muy lenta (< 0,12 cm h^{-1})

El factor M se calcula de la siguiente manera:

$$M = (\% \text{ limo} + \% \text{ arena muy fina}) \times (100 - \% \text{ arcilla}) \quad [3]$$

donde *limo + arena muy fina* comprende partículas de diámetro entre 0,1-0,002 mm, y *arcilla* sólo a partículas de diámetro < 0,002 mm

El factor K de la USLE muestra un rango de variación entre un valor de 0 (suelos no erosionables) a un valor de 1 (suelos altamente erosionables). Wischmeier y Smith (1978) desarrollaron un nomograma para resolver gráficamente la ecuación (Figura 6). Como podemos deducir de la ecuación

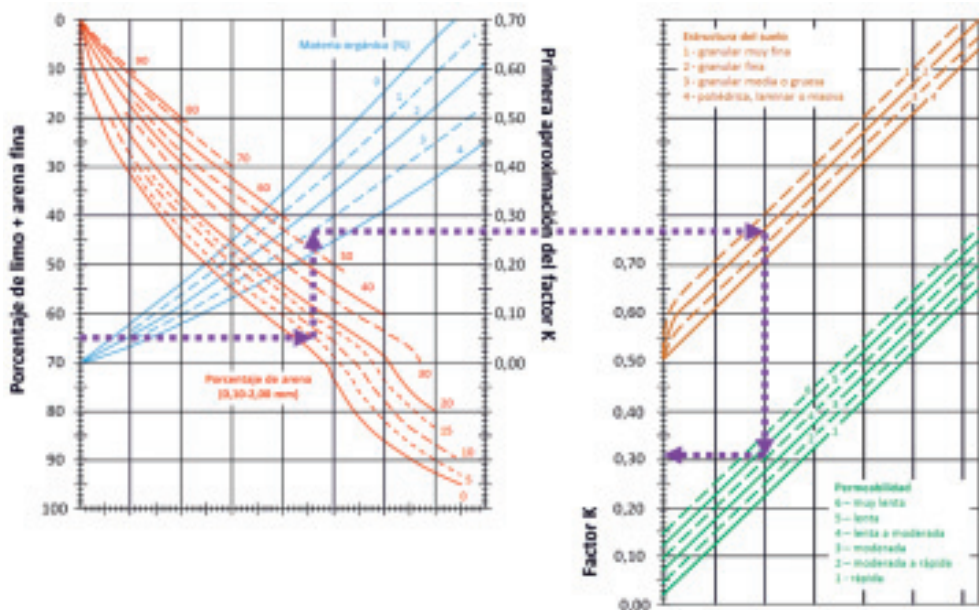


Figura 6. Nomograma para determinar el valor de K en unidades US [(Mg acre hora)/(cientos de acre \times pie \times Mg \times pulgada)]. Para expresarlo en unidades métricas ($\text{Mg m}^2 \text{h ha}^{-1} \text{hJ}^{-1} \text{cm}^{-1}$), debe multiplicarse el resultado obtenido por 1,317.

ción, son la composición granulométrica del suelo, su contenido en materia orgánica, la estructura y la permeabilidad, y por ese orden, los factores que condicionan la erosionabilidad del suelo.

La primera parte de la fórmula, que contiene las relaciones de la materia orgánica y textura, es la más importante, ya que se le atribuye la justificación de más del 80% del resultado final, y que permite obtener el factor K en primera aproximación. Se obtiene un valor más exacto de la erosionabilidad si se dispone de datos de estructura y permeabilidad del suelo.

La experiencia fundamental que se tiene de la aplicación de dicha fórmula se encuentra en Estados Unidos donde presenta en general un buen acuerdo con los datos experimentales. Su aplicación en Europa ha planteado bastantes problemas, encontrándose grandes diferencias (con factores de 0,5 a 7,7) entre la realidad y lo esperado.

El factor K de la USLE ha recibido críticas al no considerar contenidos en materia orgánica superiores al 4%, la medida de la estabilidad de los agregados, la posible formación de costras en superficie, la pedregosidad, el contenido en carbonatos, en yeso o el tipo de arcilla. Tampoco tiene en cuenta su carácter dinámico y en ningún caso es aplicable para estimar la pérdida de suelo durante una tormenta aislada o un año concreto.

En los suelos forestales, cuando el contenido en materia orgánica del suelo supera el 4%, máximo valor recogido en el nomograma, es necesario utilizar un coeficiente que recoja la influencia de este factor en la disminución de la erosionabilidad del suelo. Dissmeyer y Foster (1984) propusieron, para estos casos, la introducción dentro del factor C de la USLE (factor cubierta vegetal) de un subfactor que reflejase esa influencia de la materia orgánica como protectora de la superficie del suelo frente a la erosión, asignándole un valor de 0,7, lo que equivaldría a disminuir en un 30% el valor del factor K obtenido considerando en el cálculo el valor máximo del 4% en materia orgánica.

En la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada, RUSLE (Renard et al., 1998) el factor K, en primer lugar, se redefine conceptualmente y, posteriormente, se complementa y mejora su determinación.

Como concepto se aclara que el factor no solo representa la susceptibilidad del suelo a la erosión, sino también la cantidad e intensidad de la escorrentía superficial generada. Para su cálculo

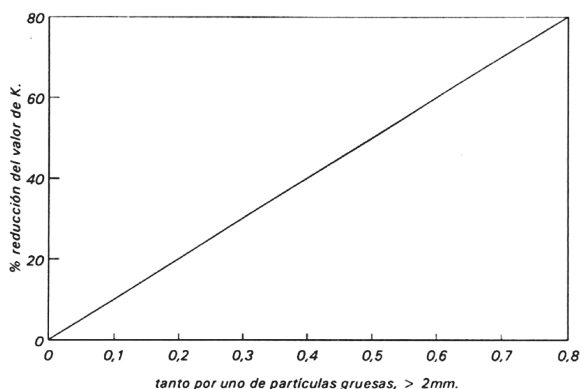


Figura 7. Cálculo de la reducción a aplicar en el valor del factor K en función del contenido en partículas gruesas del suelo (TRAGSA, 1994).

se considera que dicho factor varía no sólo con los parámetros tradicionales de contenido en materia orgánica, textura, estructura y permeabilidad, sino también con el contenido en humedad del suelo y el estado de la superficie del suelo en el momento de las lluvias (Romkens et al., 1989), admitiéndose por tanto la variabilidad estacional del factor K (Young et al., 1990). El cálculo detallado del factor K según Young et al. (1990) se puede consultar en Almorox et al. (1984).

En la revisión del factor K también se contempla el efecto de la pedre-

gosisidad del suelo condicionando su erosionabilidad ya que las piedras y fragmentos de roca protegen el suelo del impacto de las gotas de lluvia y actúan de pavimento protector además de afectar al proceso de infiltración (Figura 7).

Otra de las aportaciones de la RUSLE a la estimación de la erosionabilidad fue el desarrollo de una fórmula simplificada de cálculo del factor K, tomando como base únicamente el diámetro geométrico de las partículas del suelo (Shirazi & Boersma, 1984). Esta ecuación se propone para estimar la erosionabilidad en suelos volcánicos y suelos con altos contenidos en materia orgánica donde no se podía utilizar la ecuación original al obtenerse valores negativos. Su expresión es la siguiente:

$$K = 7,594 \times \left\{ 0,0034 + 0,0405 \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{\log Dg + 1,659}{0,7101} \right)^2 \right] \right\} \quad [4]$$

donde:

$$Dg = \exp(0,01 \sum f_i \ln m_i) \quad [5]$$

Siendo Dg : el diámetro geométrico medio de las partículas (mm), f_i es el % de partículas de un determinado tamaño y m_i es la media aritmética de los límites de tamaño de partículas de cada fracción.

En España existe una relación de valores del factor K de la USLE para los principales tipos de suelos del área mediterránea (Sanroque et al., 1990) y un mapa de la Península Ibérica que refleja una primera aproximación de este factor elaborado a partir de los datos de campo utilizados en las diferentes reuniones realizadas por la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo y tomando como base el mapa de suelos de España 1:1.000.000 (Díaz-Fierros y Benito, 1996) (Figura 8). En dicho mapa puede observarse que los suelos menos erosionables (factor $K < 0,10$) se localizan en la zona húmeda, donde los elevados contenidos en materia orgánica de los suelos constituyen el factor clave que controla la estabilidad de los agregados y en consecuencia permiten una mayor resistencia de estos suelos a la erosión. En el extremo opuesto los suelos más erosionables, con valores de factor $K > 0,40$, corresponden a los Regosoles, Luvisoles, Yermosoles, ciertos Fluvisoles y todos los suelos salinos. Algunos de los valores obtenidos son de dudosa validez. Por ejemplo, los suelos calizos (aproximadamente el 45% de los suelos de la Península Ibérica) se caracterizan por su elevada estabilidad estructural y sin embargo parecen estar asociados a una elevada erosionabilidad. Tampoco se considera el efecto protector de la pedregosidad del suelo (más de la mitad de los suelos españoles tienen un contenido en gravas en la superficie del suelo superior al 35% según el mapa de suelos a escala 1:1.000.000 de la CE), ni tampoco el efecto protector de los horizontes superficiales petrocálcicos igualmente comunes en España.

Por otra parte, la materia orgánica del suelo puede tener un efecto negativo en la erosionabilidad cuando favorece la aparición de horizontes que presentan repelencia al agua al frenar la infiltración en el suelo. Este aspecto se relaciona con suelos muy secos, sobre todo bajo pinares y eucaliptales (Rodríguez Alleres et al., 2007) o con suelos afectados por incendios forestales (Díaz-Fierros et al., 1994; Varela et al., 2010).

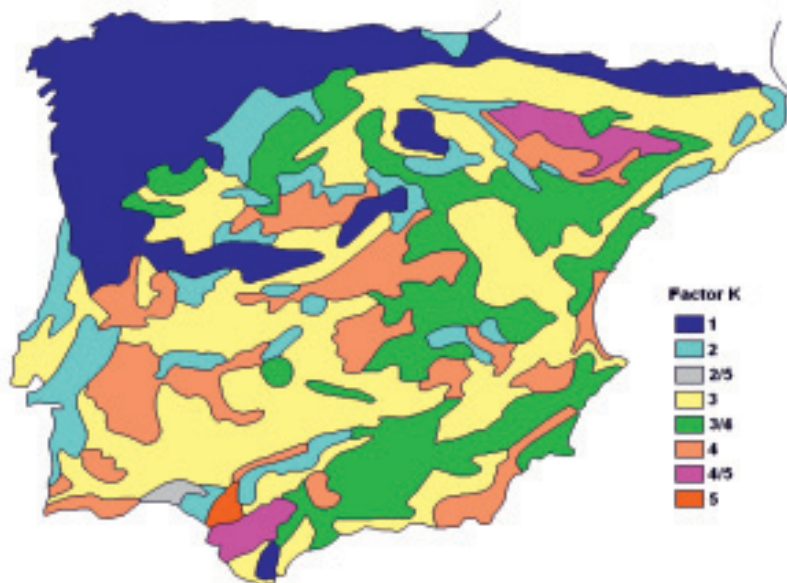


Figura 8. Clases de erosionabilidad de los suelos de la Península Ibérica según el factor K de la USLE: 1, < 0,10; 2, 0,10-0,20; 3, 0,20-0,40; 4, 0,40-0,60; 5, >0,60 ($\text{Mg m}^2 \text{ h ha}^{-1} \text{ hJ}^{-1} \text{ cm}^{-1}$). A partir de Díaz-Fierros y Benito (1996).

Las modificaciones del factor K tras un incendio forestal afectarían tanto a los componentes como a las propiedades del suelo que intervienen en su cálculo por lo que sería necesario determinar esos factores sobre el suelo quemado para su posterior evaluación. De todas formas y como un planteamiento tentativo, Díaz-Fierros et al., (1994) mostraron las variaciones que, de acuerdo con la bibliografía, podrían esperarse tras fuegos de tres intensidades diferentes (Tabla 2). Los cambios que se produzcan en estas propiedades tras un incendio forestal podrían servir como base para medir la influencia del fuego en la susceptibilidad del suelo a la erosión determinada mediante este factor.

Existen en la bibliografía muy escasas estimaciones cuantitativas de la influencia de los incendios sobre el factor K. Miller et al. (2003), estudiando suelos de Nuevo México (USA) consideran que el factor K debe incrementarse en un valor de 0,12 ($\text{Mg ha h MJ}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$) cuando los sue-

Tabla 2. Variación relativa (1: ligera, 2: moderada, 3: fuerte), en función de la intensidad del incendio, de los factores necesarios para calcular el factor K de la USLE en la capa superficial del suelo (modificada de Díaz-Fierros et al., 1994).

Intensidad fuego	partículas < 50 μm	M.O	estructura	permeabilidad
ligera	0	- 1	+ 1	- 1
moderada	0	- 1	+ 1	- 2
intensa	- 2	- 3	- 1	- 2

los se ven afectados por fuegos de severidad intensa, lo que prácticamente supondría duplicar el valor de la erosionabilidad, y Terranova et al. (2009) con suelos de Calabria (Italia), estiman que el valor de K debería multiplicarse por los factores 1,6, 1,8 y 2 en las condiciones de fuegos de severidad baja, media y alta, respectivamente. Finalmente Larsen y MacDonald (2007), con suelos severamente quemados en Colorado (USA), consideran que un aumento del 100% de los valores de K, tal como sugieren sus datos, aun no sería suficiente como para justificar los incrementos de 2-3 órdenes de magnitud que reseña la bibliografía para los sedimentos producidos tras incendios de alta severidad.

Aunque el factor K debería ser independiente de los otros factores de la USLE, en la práctica existe una cierta interdependencia entre ellos. Sobre todo con el factor C del que dependen, en buena medida, el contenido en materia orgánica del suelo, la capa de hojarasca y el enraizamiento superficial. Ante la dificultad de asignar a uno u otro factor estos componentes del suelo de una forma precisa, Renard et al. (1998) proponen como fórmula provisional que “los efectos a corto plazo, tales como la cubierta protectora de mulch o las alteraciones de los residuos superficiales y subsuperficiales por procesos mecánicos, relacionarlos con el factor C, mientras que los efectos a largo plazo, tales como los cambios edáficos o las alteraciones de la estructura del suelo por los compuestos orgánicos, deberían ser considerados como parte del factor K”.

Erosionabilidad en los modelos de erosión basados en procesos

En el factor K de la USLE y RUSLE se caracterizan conjuntamente los procesos de erosión en regueros y entre regueros. Esta simplificación del proceso erosivo ha sido criticada entre otros por Lafflen et al. (1991) y Zhu et al. (1995) que argumentan que no es posible describir ambos procesos con un solo parámetro. Los modelos de erosión más recientes basados en procesos realizan una distinción explícita entre los procesos de erosión en regueros y entre regueros. Los parámetros que describen la cohesión del suelo o la tensión crítica de corte se utilizan a menudo para expresar la resistencia del suelo a los procesos de erosión en regueros (Knapen et al., 2007). Para las áreas entre regueros normalmente se utilizan medidas de estabilidad de agregados o índices de desprendimiento del suelo (Morgan, 2001; Gumiere et al., 2009).

En el modelo WEPP (Nearing et al., 1989), la erosionabilidad se define como la sensibilidad del suelo al desprendimiento o liberación de partículas siendo una propiedad que depende del tipo de agente erosivo. En este modelo se utilizan dos parámetros de erosionabilidad uno relacionado con los procesos entre regueros y otro con los procesos en regueros.

La aproximación matemática para el cálculo de la erosionabilidad del suelo entre regueros mantiene una estructura similar a las empleadas en modelos empíricos, relacionando la erosionabilidad con propiedades químicas y físicas del suelo. La expresión empleada en el modelo WEPP para el cálculo de la erosionabilidad de suelos forestales tiene la forma:

$$K_i = 1000 (1810 - 1910 \textit{ sand} - 6327 \textit{ orgmat} - 846 \Theta_{fc}) \quad [6]$$

donde K_i es la erosionabilidad entre regueros (kg s m^{-4}), *sand* es el contenido de arena (0 a 1), *orgmat* es el contenido de materia orgánica (0-1) y Θ_{fc} es el contenido volumétrico de agua a 0,033 MPa ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$).

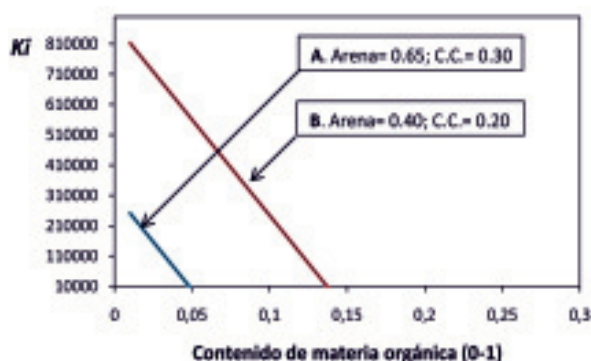


Figura 9. Variación de la erosionabilidad del suelo entre regueros (K_i) para 2 suelos forestales (A y B) en función del contenido de materia orgánica según la expresión empleada en el modelo WEPP.

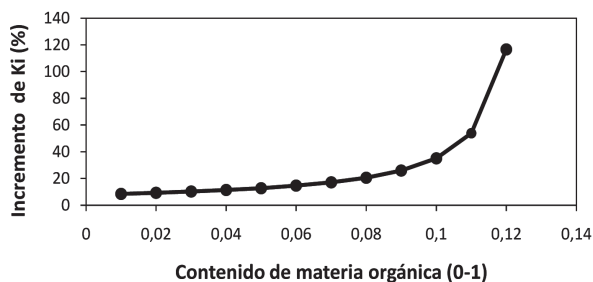


Figura 10. Incremento porcentual del valor de K_i para descensos del 1% del contenido de materia orgánica del suelo en función del contenido actual de materia orgánica

Cuando el valor de K_i obtenido es mayor de 2×10^6 el modelo emplea el valor de 2×10^6 y si es menor de 10^4 emplea el valor de 10^4 .

Como podemos observar en la Figura 9 para un suelo forestal (A) con un contenido de arena del 65% y un contenido de agua a capacidad de campo (0,033 MPa) de $0,30 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ (valores realistas para una parte importante de los suelos forestales), el modelo WEPP otorga el valor 10000 a todos los suelos con contenido de materia orgánica superior al 4,5%. Por tanto, el modelo WEPP presenta, al igual que la RUSLE, dificultades para su aplicación a suelos forestales con elevados contenidos de materia orgánica. Para el otro suelo representado (B) en la figura 9 (contenido de arena del 40% y contenido de agua a capacidad de campo de $0,2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) solamente otorgaría el mismo valor (10000) a los suelos con contenidos de materia orgánica superiores a 13%.

Por otro lado, tomando en cuenta la expresión empleada en el modelo WEPP, la pérdida de materia orgánica

del suelo, efecto frecuente de los incendios forestales, se ve reflejada en los valores de K_i de forma poco realista. Así, en la figura 10 se ha representado el incremento porcentual del valor de K_i provocado por el descenso de un 1% en el contenido de materia orgánica en el suelo B. Como se puede observar, los incrementos más importantes en el valor de K_i se producen para los suelos con alto contenido en materia orgánica: un descenso del contenido de materia orgánica del 13 al 12% supone un incremento en el valor de K_i del 115%, mientras que un descenso del contenido de materia orgánica del 4% al 3% solamente supondría un incremento de K_i del 10%.

Aun considerando que el incendio forestal provocase, además del descenso del 1% en el contenido de materia orgánica, un descenso del contenido de agua volumétrico a capacidad de campo de $0,2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ a $0,15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, el incremento que se obtendría en el valor de K_i al descender el contenido de materia orgánica del 4% al 3% sería solamente del 17% frente al incremento del 195% que se obtendría si el descenso fuese del 13% al 12%.

Mediante este básico análisis de sensibilidad del modelo podemos intuir que WEPP presenta notables limitaciones para reflejar el impacto de los incendios forestales en la erosionabilidad del suelo, variable fundamental para evaluar de forma correcta la erosión del suelo en zonas quemadas.

En cuanto a la erosionabilidad del suelo en los regueros, el modelo WEPP emplea la expresión:

$$Kr = 0,0017 + 0,0024 \text{ clay} - 0,0088 \text{ orgmat} - 0,00088 \rho_d / 1000 - 0,00048 \text{ root}_{10} \quad [7]$$

donde Kr representa la erosionabilidad del suelo en los regueros ($s \text{ m}^{-1}$), clay es el contenido de arcilla (0 a 1), orgmat es el contenido de materia orgánica (0-1), ρ_d es la densidad aparente del suelo seco (kg m^{-3}) y root_{10} es la masa de raíces en los 10 cm superficiales del suelo (kg m^{-2}).

El uso de esta expresión se recomienda solamente en aquellos suelos en los que el contenido de arcilla varía entre el 3 y el 42,2%, el contenido de materia orgánica entre el 0,5 y el 11,2% y la densidad aparente entre 1200 y 1800 kg m^{-2} .

Dado que el carácter de la expresión para el cálculo de la erosionabilidad del suelo en los regueros es similar a la de la expresión empleada en el cálculo de la erosionabilidad entre regueros, los problemas comentados subsisten también en este caso.

Por último, para el cálculo de la fuerza de corte crítica (τ_c) la expresión empleada en el modelo WEPP es la siguiente:

$$\tau_c = 3,23 - 5,6 \text{ sand} - 24,4 \text{ orgmat} + 0,9 \rho_d / 1000 \quad [8]$$

donde τ_c es la fuerza de corte crítica para la liberación de partículas por el flujo en los regueros (Pa) y los restantes parámetros de la ecuación son iguales a los empleados en las anteriores ecuaciones.

Los límites sugeridos de τ_c están entre 0,3 y 7 pascales (Alberts et al., 1995). Por tanto, para el caso de un suelo con un contenido de arena del 50% y una densidad aparente de 1200 kg m^{-2} solamente darían resultados válidos de τ_c los contenidos de materia orgánica inferiores al 4%. De nuevo, encontramos importantes limitaciones a la hora de obtener resultados que permitan evaluar el impacto de los incendios en suelos forestales con elevados contenidos de materia orgánica.

Por tanto, también los modelos de base física como el WEPP presentan serias limitaciones a su empleo en zonas forestales y por extensión al impacto de los incendios forestales en las mismas. Los principales problemas que presentan residen en que para el cálculo de la erosionabilidad del suelo emplean propiedades básicas de los suelos y también en la dificultad de plasmar el impacto del fuego en el suelo. Los incendios forestales pueden modificar notablemente la erosionabilidad del suelo aun cuando su impacto en las propiedades básicas empleadas en el cálculo de la erosionabilidad sea escaso, por ejemplo, en la textura, densidad aparente o contenido de materia orgánica.

CONCLUSIONES

La erosionabilidad del suelo es una propiedad muy compleja fuertemente influenciada por las características intrínsecas del suelo y las variables medioambientales, de ahí que el problema metodológico para estimar la erosionabilidad de suelo todavía no esté resuelto.

La erosionabilidad del suelo puede medirse directamente en experiencias en parcelas en el campo o estimarse a partir de propiedades intrínsecas del suelo.

La determinación directa en el campo en términos absolutos es difícil, pero el empleo de simuladores de lluvia da la posibilidad de obtener valores relativos para poder establecer comparaciones entre diferentes tipos de suelos. Las experiencias con simulación de lluvia en condiciones estandarizadas pueden considerarse como una técnica muy útil para poder medir la erosionabilidad en suelos afectados por incendios forestales. Se pueden realizar mediciones antes y después del incendio para conocer el efecto del fuego o realizar un seguimiento de la zona afectada por el fuego para conocer su evolución con el tiempo. Los experimentos con simuladores de lluvia también facilitan el establecimiento y medida de las relaciones empíricas entre la erosionabilidad y las propiedades del suelo con ella relacionadas.

Se han propuesto muchos índices para estimar indirectamente la erosionabilidad del suelo a partir de propiedades del suelo que pueden medirse en el laboratorio como la composición granulométrica o la estabilidad de los agregados. La erosionabilidad del suelo es una propiedad muy compleja que realmente integra una gran variedad de datos, cuya medida unificada mediante una sola propiedad resulta prácticamente imposible. A lo máximo que se puede aspirar es a que alguno de los parámetros pueda justificar una parte significativa de la varianza de la erosionabilidad.

La comparación después de los incendios de propiedades del suelo que condicionan la erosionabilidad con las de áreas adyacentes no quemadas puede dar una idea inicial de su susceptibilidad a la erosión. Entre las propiedades que sería necesario analizar estarían: la composición granulométrica, distribución de agregados por tamaños, estabilidad de los agregados, contenido en materia orgánica, repelencia al agua superficial y subsuperficial y permeabilidad del suelo. El esfuerzo cortante del suelo es un factor clave en la resistencia de los suelos frente al desprendimiento y transporte, por lo que su medida directa en el campo debería ser también considerada en la estimación de la erosionabilidad del suelo.

La aplicación del factor K de la USLE/RUSLE para estimar la erosionabilidad en suelos quemados tiene importantes limitaciones derivadas del carácter empírico del modelo y del hecho que no se puedan considerar en su totalidad los importantes efectos que el fuego ocasiona en las propiedades del suelo relacionadas con su erosionabilidad. Sin embargo, se puede utilizar esta metodología para disponer de una primera aproximación de la susceptibilidad a la erosión de los suelos tras el fuego, siendo importante no tanto el propio valor de K sino sobre todo la relación obtenida entre este factor en los suelos quemados y sin quemar.

En el caso de los modelos con base física, aun cuando su planteamiento teórico es mucho más exigente, su adaptación a las condiciones de los suelos quemados está todavía muy poco estudiada. Por otra parte muchas de las formulaciones propuestas para la estimación de la erosionabilidad en los modelos con base física, a pesar de haber superado el empirismo elemental de la USLE en sus planteamientos generales, acaban dependiendo también al final de funciones empíricas por lo que en última instancia siguen adoleciendo de un número de ensayos experimentales suficiente como para garantizar su fiabilidad.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer al Ministerio de Ciencia e Innovación la financiación del desarrollo de la Red Temática "Efectos de los incendios forestales sobre los suelos" (CGL2007-28764-E/BTE; CGL2008-01632-E/BTE y CGL2009-06861-E/BTE).

REFERENCIAS

- Agassi, M. y Bradford, J.M. 1999. Methodologies for interrill soil erosion studies. *Soil & Tillage Research*, 49, 277-267.
- Alberts, E.E., Nearing, M.A., Weltz, M.A., Risse, L.M., Pierson, F.B., Zhang, X.C. Laflen, J.M. y Simanton, J.R. 1995. Soil Component. En: (Flanagan and Nearing eds.). USDA-Water Erosion Prediction Project, Hillslope profile and watershed model documentation. NSERL Report 10. USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory. West Lafayette, Indiana.
- Almorox, J., De Antonio, R., Saa, A., Díaz M.C. y Gascó, J.M. 1984. Métodos de estimación de la erosión hídrica. Editorial Agrícola Española. Madrid. 152 pp.
- Amezqueta, E., Singer, M. y Le Bissonnais, Y. 1996. Testing a new procedure for measuring wet aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, 60, 888-894.
- Arcenegui, V., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Zornoza, R., Mataix-Beneyto, J. y García-Orenes, F. 2008. Immediate effects of wildfires on water repellency and aggregate stability in Mediterranean calcareous soils. *Catena*, 74, 219-226.
- Bajracharya, R.M., Elliot, W.J. y Lal, R. 1992. Interrill erodibility of some Ohio soils based on field rainfall simulations. *Soil Science Society of America Journal*, 56, 267-272.
- Benito, E. y Díaz-Fierros, F. 1989. Estudio de los principales factores que intervienen en la estabilidad estructural de los suelos de Galicia. *Anales de Edafología y Agrobiología*, 48, 229-253.
- Benito, E., Soto, B., Varela, E., Rodríguez Alleres, M. y Rodríguez Suárez, J.A. 2009. Modificaciones inducidas por los incendios forestales en las propiedades físicas de los suelos del noroeste de España: implicaciones en la respuesta hidrológica y en la erosión hídrica. En: A. Cerdà y J. Mataix-Solera (Eds.), Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles. Cátedra Divulgación de la Ciencia. Valencia. Pp. 305-323.
- Booker, F.A. y Dietrich, W.E. 1998. Landscape and management responses to wildfire in California. Exec. Summary. California Dep. Forest and Fire Protection.
- Bouyoucos, G.J. 1935. The clay ratio as a criterion of susceptibility of soils to erosion. *Journal of the American Society of Agronomy*, 27: 238-751.
- Bryan, R.B. 1968. The development, use and efficiency of indices of soil erodibility. *Geoderma*, 2, 5-26.
- Bryan, R.B. 1976. Consideration on soil erodibility indices and sheetwash. *Catena*, 3, 99-111.
- Bubbenzer, G.D. 1979. Rainfall characteristics important for simulation. En: Proceedings of the rainfall simulator workshop, Tucson, Arizona. Department of Agricultural and Education Administration. Agricultural Reviews and Manuals, ARM-W-10, 22-35.
- Cerdà, A. 1999. Simuladores de lluvia y su aplicación a la geomorfología. Estado de la cuestión. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, XXV, 45-84.
- Cerdà, A. y Doerr, S.H. 2005. Influence of vegetation on soil hydrology and erodibility following fire: an 11-year investigation. *International Journal of Wildland Fire*, 14, 423-437.
- Cerdà, A., Ibáñez, S. y Calvo, A. 1997. Design and operation of a small and portable rainfall simulator for rugged terrain. *Soil Technology*, 11, 163-170.
- Chenu, C., Le Bissonnais, Y. y Arrouays, D. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, 64, 1479-1486.
- Cook, H.L. 1936. The nature and controlling variables of the water erosion process. *Soil Science Society of America Proceedings*, 2, 537-545.
- Díaz-Fierros, F. y Benito, E. 1991. Aproximación a una cartografía de la erosionabilidad del suelo en Galicia (NW España). *Cuaternario y Geomorfología*, 5, 45-55.
- Díaz-Fierros, F. y Benito, E. 1996. Rainwash erodibility of spanish soils. En: J.L. Rubio y A. Calvo (Eds.), Soil degradation and desertification in mediterranean environments. Geofoma Ediciones, Logroño, 91-103.

- Díaz-Fierros, F., Benito, E. y Soto, B. 1994. Action of forest fires on vegetation cover and soil erodibility. En: M. Sala y J.L. Rubio (Eds.) Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires. Geoforma Ediciones. Logroño. Pp.163-176.
- Dissmeyer, G.E. y Foster, G.R. 1984. A guide for predicting sheet and rill erosion on forest land. Forest Service, TPR8-TP6, United States Department of Agriculture. Atlanta, Georgia.
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A., Blake, W.H., Humphreys, G.S., Chafer, C.J., y Wallbrink, P.J. 2006. Effects of differing wildfire severity on soil wettability and implications for hydrological response. *Journal of Hydrology*, 319: 295-311.
- Doerr, S.H. Shakesby, R.A. y MacDonald, L.H. 2009. Soil Water repellency: A key factors in Post-Fire Erosion. En: A. Cerdà y P.A. Robichaud (Eds.) *Fire Effects on Soils and Restauration Strategies*. Science Publishers. Enfield (NH), 225-256.
- Evans, R. 1980. Mechanics of water erosion and their spatial and temporal controls: an empirical viewpoint. En: M.J. Kirkby y R.P.C. Morgan (Eds.), *Soil erosion*. Wiley. Chichester. Pp. 109-128.
- García-Corona, R., Benito, E., de Blas, E. y Varela, M.E. 2004. Effects of heating on some soil physical properties related to its hydrological behaviour in two north-western Spanish soils. *International Journal of Wildland Fire*, 13, 195-199.
- Gumiere, S.J., Le Bissonnais, Y. y Raclot, D. 2009. Soil resistance to interrill erosion: Model parameterization and sensitivity. *Catena*, 77, 274-284.
- Hudson, N. 1982. *Conservación del suelo*. Ed. Reverté, Barcelona.
- Knapen, A., Poesen, J., Govers, G., Gysels, G. y Nachtergaele, J. 2007. Resistance of soils to concentrated flow erosion: a review. *Earth Science Review*, 80, 75-109.
- Lafren, J.M., Elliot, W.J., Simanton, J.R., Holzhy, C.S. y Kohl, K.D. 1991. Soil erodibility experiments for rangeland and cropland soils. *Journal of Soil and Water Conservation*, 46, 39-44.
- Lal, R.1988. *Soil erosion research methods*. Soil and Water Conservation Society - St. Lucie Press. Ankeny, IA., Ankeny, IA.
- Lal, R. Y Elliot, W. 1994. *Erodibility and erosivity*. En: R. Lal (Ed.), *Soil erosion research methods*, second edition. Soil and Water Conservation Society - St. Lucie Press. Ankeny, IA. Pp. 181-208.
- Larsen, I.J. y MacDonald, L.H. 2007. Predicting postfire sediment yields at the hillslope scale: Testing RUSLE and Distrubed WEPP. *Water Research*, 43, 18 pp.
- Le Bissonnais, Y. 1996. Soil characteristics and aggregate stability. En: M. Agassi (Ed.), *Soil erosion, conservation and rehabilitation*, Marcel Dekker Inc., New York, 41-60.
- Le Bissonnais, Y., Blaver, D., De Noni, G., Laurent, J.Y., Asseline, J. y Chenu, C. 1997. Erodibility of mediterranean vineyard soils: relevant aggregate stability methods and significant soil variables. *European Journal of Soil Science*, 58, 188-195.
- Mataix-Solera, J. y Doerr, S.H. 2004. Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forest in southeastern Spain. *Geoderma*, 118: 77-88.
- Mataix-Solera, J. y Guerrero, C. 2007. Efectos de los incendios forestales en las propiedades edáficas. En: J. Mataix-Solera (Ed.), *Incendios forestales, suelos y erosión hídrica*. Caja Mediterráneo CEMACAM Font Roja-Alcoi, Alicante.
- Mataix-Solera, J. y Cerdà, A. 2009. Incendios forestales en España. Ecosistemas terrestres y suelos. En: A. Cerdà y J. Mataix-Solera (Eds.), *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España*. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles. Cátedra Divulgación de la Ciencia. Valencia. Pp. 27-53.
- Middleton, H.E. 1930. Properties of soils which influence soil erosion. *USDA Technical Bulletin* 178.
- Miller, W.P. y Baharuddin, M.K. 1987. Interrill erodibility of highly weathered soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 18, 943-945.
- Miller, J.D., Nyhan, J.W. y Yool, S.R. 2003. Modeling potential erosion due to the Cerro Grande Fire with a GIS-based implementation of revised Universal Soil Loss Equation. *International Journal of Wildland Fire*, 12, 85-100.
- Moody, .A., Smith, D.J. y Ragan, B.W. 2005. Critical shear stress for erosion of cohesive soils subjected to temperature typical of wildfire. *Journal Geophysical Research*, 110, 1-13.
- Morgan, R.P.C. 1997. *Erosión y conservación del suelo*. Mundi-Prensa. Madrid. 343 pp.
- Morgan, R.P.C. 2001. A simple approach to soil loss prediction: a revised Morgan-Finney model. *Catena*, 44, 305-322.

- Nearing, M.A., Foster, G.R., Lane, L.J. y Finkner, S.C. 1989. A process-based soil erosion model for USDA-Water Erosion Prediction project technology. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 32, 1587-1593.
- Pollen, N. 2007. Temporal and spatial variability in root reinforcement of streambanks: Accounting for soil shear strength and moisture. *Catena*, 69, 197-205.
- Renard, K., Foster, G.R., Weesies, G.A., McCool, D.K. y Yoder, D.C., 1998. Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), *Agricultural Handbook 703*. USDA-Agricultural Research Service. US Government Printing Office, Washington DC.
- Rodríguez Alleres, M., Benito, E. y de Blas, E. 2007. Extent and persistence of water repellency in north-western Spanish soils. *Hydrological Processes*, 21, 2291-2299.
- Romkens, M.J.M., Young, R.A., Poessen, J.W.A., El-Swaify, S.A. y Bradford, J.M. 1989. The USLE soil erodibility factor. En: *The Revised Universal Soil Loss Equation*, Chap. 3, USDA-ARS, Tucson, Arizona.
- Roose, E.J. 1980. Approach to the definition of rain erosivity and soil erodibility in West Africa. En: M. De Boedt y D. Gabriels (Eds), *Assessment of Erosion*, Wiley, Chichester.
- Sanroque, P., Rubio, J.L. e Izquierdo, L. 1988. Estudio mediante un simulador de lluvia del comportamiento de suelos de Valencia (España) frente a los procesos de erosión por escorrentía y salpicadura. *Anales de Edafología y Agrobiología*, 47, 1253-1267.
- Sanroque, P.; Rubio, J.L e Izquierdo, L. 1990. Relaciones entre la erosionabilidad, el material de origen y el tipo de suelo en zonas de la provincia de Valencia (España). *Soil Technology*, 3, 373-384.
- Shakesby, R.A. y Doerr, S.H. 2006. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth Science Reviews*, 74, 269-307.
- Shakesby, R.A., Wallbrink, P.J., Doerr, S.H., English, P.M., Chafer, C.J., Humphreys, G.S., Blake, W.H. y Tomkins, K.M. 2007. Distinctiveness of wildfire effects on soil erosion in south-east Australian eucalypt forests assessed in a global context. *Forest Ecology and Management*, 238, 347-364.
- Shirazi, M.A. y Boersma, L. 1984. A unifying quantitative analysis of soil texture. *Soil Science Society of America Journal*, 48, 142-147.
- Soto, B. y Díaz-Fierros, F. 1997. Runoff and soil erosion from areas of burnt scrub: a comparison of experimental results with those predicted by the WEPP model. *Catena*, 31, 257-270.
- Soto, B., Benito, E. y Díaz-Fierros, F. 1991. Heat-induced degradation processes in forest soils. *International Journal of Wildland Fire*, 1-3, 147-152.
- Terranova, O., Antronico, L., Coscarelli, P.R. y Laquinta, P. 2009. Soil erosion risk scenarios in the Mediterranean environment using RUSLE and GIS: An application model for Calabria (Italy). *Geomorphology*, 112, 228-245.
- Toy, T.J., Foster G.R. y Renard, K.G. 2002. *Soil erosion, processes, prediction, measurement and control*. John Wiley & Sons. New York, NY.
- TRAGSA, 1994. *Restauración hidrológico forestal de cuencas y control de la erosión*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. 902 pp.
- Varela, M.E., Benito, E. y de Blas, E. 2005. Impact of wildfires on surface water repellency in soils of NW Spain. *Hydrological Processes*, 19, 3649-3657.
- Varela, M.E., Benito, E. y Keizer, J. 2010. Wildfire effects on soil erodibility of woodlands in NW Spain. *Land Degradation & Development*, 21, 75-82.
- Wiberg, P.L. y Smith, J.D. 1987. Calculation of the critical shear stress for motion of heterogeneous sediments. *Water Resources Research*, 23, 1471-1480.
- Wischmeier, W.H. y Smith, D.D. 1978. *Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning*. Agricultural Handbook No. 537 USDA-Agricultural Research Service. US Government Printing Office, Washington DC.
- Wischmeier, W.H., Jonhson, C.B. y Cross, B.V. 1971. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. *Journal of Soil and Water Conservation*, 26, 189-193.
- Young, R.A., Romkens, M.J.M. y NcCool, D.K. 1990. Temporal variations in soil erodibility. *Soil erosion experiments and models*. *Catena*, Supplement 1-7, Cremlingen, 41-53.
- Zhu, J.C., Gantzer, C.J., Anderson, S.H., Peyton, R.L. y Alberts, E.E. 1995. Simulated small-channel bed scour and head cut erosion rates compared. *Soil Science Society of America Journal*, 59, 211-218.

