

CONSIDERACIÓN DE LA DINÁMICA ESPACIO-TEMPORAL PARA LA DEFINICIÓN DE ACTUACIONES DEFENSIVAS CONTRA LA EROSIÓN

INMACULADA GÓMEZ JIMÉNEZ¹; RAÚL ROMERO CALCERRADA²; JOSE MANUEL BENEITEZ LÓPEZ³

Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología. Universidad Rey Juan Carlos
C/Tulipán s/n, 28933 Móstoles (Madrid)

¹inmaculada.gomez@urjc.es ²raul.romero.calcerrada@urjc.es ³jose.beneitez@urjc.es

RESUMEN

El control de la erosión supone grandes costes ambientales y es un objetivo prioritario en la planificación territorial. En nuestro trabajo, la erosión se ha cuantificado mediante el modelo SWAT. En el trabajo se ha considerado la influencia de dinámica de cambio de uso sobre la erosión en el periodo 1984-1999. Además se ha anulado la dependencia entre la erosión y las variaciones meteorológicas interanuales para mejorar las comparaciones espacio-temporales utilizando dos escenarios (seco y húmedo). Los resultados han sido mapas de erosión para los años 1984, 1991 y 1999, más otros seis para los escenarios seco y húmedo. A partir de ellos se han generado nueve mapas de sostenibilidad frente a la erosión, los cuales permiten la localización de zonas prioritarias de actuación. Con estos mapas se establecieron comparaciones espacio-temporales, observándose una tendencia a la mejora frente a la erosión debido al cambio de usos del suelo. La metodología presentada permite localizar las áreas insostenibles frente a la erosión y priorizar actuaciones que permitan minimizar sus costes ambientales, empleando Tecnologías de Información Geográfica.

Palabras clave: Erosión; SWAT; sostenibilidad; priorización; toma de decisiones; cambio de uso.

CONSIDERING EROSION SPACE-TIME DYNAMICS FOR DEFENSIVE ACTIONS DEFINITION

ABSTRACT

Soil erosion is an environmental problem which implies a great effort in land management and planning. Erosion was quantified by means of SWAT analysis. Soil erosion was assessed, considering land cover changes in the period ranging from 1984 to 1999. Reliance between erosion and climatic inter-annual changes was removed for improving spatial and temporal comparisons

using two different scenarios (Dry and Wet). We obtained nine erosion maps (one for each Landsat image year of capture, and six maps for each of the wet and dry scenarios) and nine sustainability erosion maps. Temporal and spatial comparisons were performed observing a slight improvement in the erosion process related to land use change. The Methodology allows to reduce environmental cost and to prioritise action within erosion unsustainable areas using Geographic Information Technologies.

Keywords: Soil erosion; SWAT; sustainability; targeting; decision making; land-use change.

1. Introducción

Los cambios de ocupación del suelo y los procesos erosivos asociados a los mismos tienen una importante repercusión en los procesos biológicos y humanos. Los procesos erosivos, acrecentados por causas antrópicas, son uno de los principales problemas ambientales en todo el mundo y particularmente en el área mediterránea, donde contribuyen a la desertificación (Puigdefabregas y Mendizábal, 1998), a la modificación del paisaje (Schoorl *et al.*, 2002), etc. Además no sólo afecta al lugar donde se produce sino a otros más o menos alejados a través de la sedimentación y la contaminación química ocasionados por el arrastre. Todos estos problemas generan directa o indirectamente importantes daños económicos e incluso sociales.

El uso de modelos para la cuantificación de procesos erosivos es un aspecto crucial para la incorporación efectiva de estos procesos ambientales en la planificación del territorio. En general, los modelos utilizados para cuantificar la erosión hídrica consideran los siguientes factores: la precipitación (duración e intensidad), el suelo (agregación, textura, capacidad de infiltración), la vegetación (cobertura) y la topografía (pendiente y su longitud). Estos factores pueden sufrir importantes variaciones en el espacio y en el tiempo.

Desde el punto de vista espacial es importante tener en cuenta que la protección que ofrecen determinados cultivos o prácticas agrícolas no pueden extrapolarse entre regiones con diferentes suelos y climas (Boardman *et al.*, 2003).

Además, puesto que causas y efectos varían en el tiempo, es necesario realizar un análisis de tendencias y predicciones que permita tomar decisiones sostenibles a largo del tiempo. Por ejemplo, los intercambios entre ocupaciones y usos del suelo, particularmente de pastos a tierras arables, tienen fuertes impactos en la escorrentía y la erosión (Boardman *et al.*, 2003). Esto indica la importancia de establecer una conexión entre las tendencias de cambio de ocupación del suelo y las variaciones en la erosión para establecer posibles predicciones.

Por todo ello, estos modelos deben permitir incorporar la dimensión espacial y temporal. En este sentido, el empleo de Tecnologías de Información Geográfica (TIG) resulta de gran utilidad para capturar y analizar toda la información espacio-temporal necesaria para la aplicación de los mismos.

Sin embargo, pensamos que no es suficiente la cuantificación de la erosión para la toma de decisiones y la planificación del territorio. Es necesario dar un paso más que permita evaluar esos procesos erosivos y establecer, o al menos estimar, la sostenibilidad de los mismos. En este caso definiríamos sostenibilidad como un equilibrio que garantice el mantenimiento prolongado de una situación deseada. El establecimiento de umbrales de sostenibilidad y su cartografía es crucial en la planificación del territorio. Hasta el momento, ambos aspectos no están incorporados plenamente debido a la carencia de datos que permitan su cuantificación o inexistencia de umbrales objetivos de sostenibilidad.

Por ello, el objetivo del estudio es el diseño de una metodología que permita (a escala de semi-detalle) seleccionar, localizar y priorizar las áreas insostenibles frente a la erosión para la ejecución de acciones defensivas frente a la misma, mediante el uso de Tecnologías de Información Geográfica.

1.1. Selección del modelo para la cuantificación de procesos erosivos

En la actualidad existen infinidad de modelos que permiten la cuantificación de los procesos erosivos. En nuestro trabajo, la escala espacial es de semi-detalle o regional y la finalidad del mismo es la planificación territorial. Esto permite descartar aquellos modelos que trabajan a escala de parcela como GUEST (Yu *et al.*, 1997), CREAMS (Knisel, 1985), GLEAMS (Leonard *et al.*, 1987), EPIC (Williams, 1985). La escala temporal, en este caso, se encuentra íntimamente ligada a la espacial. No tendría sentido el uso de valores diarios de predicción a los efectos del trabajo, siendo suficiente la escala anual que aportan modelos como USLE (Wischmeier y Smith, 1978). Por esto se descartaron los modelos discontinuos que trabajaban exclusivamente a nivel de eventos meteorológicos puntuales como LISEM (DeRoo *et al.*, 1996) y EUROSEM (Morgan *et al.*, 1998). La cuestión de la agregación o desagregación de los distintos parámetros y procesos a considerar depende fundamentalmente de la unidad espacial considerada tanto en los datos de entrada como en los resultados obtenidos.

La USLE, como sus diferentes modificaciones (RUSLE o MUSLE), es el modelo más frecuentemente usado en España; incluso como modelo de referencia (Aguiló Alonso, 2000).

Los modelos USLE, MUSLE y RUSLE fueron desarrollados con ánimo de ser aplicables de forma universal. Sin embargo, la disponibilidad de los datos necesarios para su uso se encuentra muy limitada fuera de los EEUU y esto, en ocasiones, dificulta su empleo en otros ámbitos geográficos. Esto se extiende, por ejemplo, a modelos que usan alguna de estas ecuaciones como SWAT, EPIC, WEPP, lo que obliga a un esfuerzo importante de adaptación de los modelos a los datos disponibles y a las distintas situaciones territoriales. Por ello, para la elección del modelo a aplicar en nuestro trabajo se buscó que las aplicaciones realizadas y verificadas se hubiesen desarrollado al menos, si no en España, en territorio Europeo. Este es el caso de SWAT (Fohrer *et al.*, 2001). Además el desarrollo de diversas investigaciones de base en áreas geográficas similares (Boellstorff y Benito, 2005; López-Bermúdez *et al.*, 1998; Nachtergaele *et al.*, 2001; Renschler *et al.*, 1999; Romero-Díaz *et al.*, 1999) permiten ajustar los parámetros del modelo.

Gómez Jiménez, I., Romero Calcerrada, R. y Beneitez López J. M. (2007): "Consideración de la dinámica espacio-temporal para la definición de actuaciones defensivas contra la erosión", *GeoFocus (Artículos)*, nº 7, p. 1-22. ISSN: 1578-5157

Por otra parte, aunque la USLE en su concepción fue diseñada para aplicarse en pequeñas laderas, su uso en modelos de cuenca (como EPIC) demuestra su validez a escala de cuenca hidrográfica. Por ello, la USLE es empleada habitualmente en los cálculos de erosión, tanto de forma aislada (Angima *et al.*, 2003; Bemporad *et al.*, 1997; Cox y Madramootoo, 1998; da Silva, 2004); como integrada en otros modelos más complejos como los AGNPS (Grunwald y Frede, 1999; Kinnell, 2000; Lenzi y Di Luzio, 1997) o SWAT (Fohrer *et al.*, 2001; Krysanova *et al.*, 1998; Tripathi *et al.*, 2003).

La cantidad de infiltración y escorrentía es muy sensible a la intensidad de la lluvia y a sus antecedentes temporales (Kirkby, 2001). Por esto, los programas (como SWAT) que pese a que simulan series temporales muy largas incluyen tramos temporales de simulación cortos permiten realizar un mejor análisis de la infiltración, reservas hídricas del suelo y, en definitiva, de los efectos y contrastes propios de climas como el mediterráneo en que los periodos secos pueden ser drásticos.

Como resultado del examen de los distintos modelos existentes, se concluyó que el modelo SWAT era el que mejor se adaptaba a nuestras necesidades, que estaba avalado por sus exitosas aplicaciones europeas y, por último, por las funcionalidades que proporcionaba a la escala de trabajo.

1.2. Aproximaciones a la definición de umbrales de sostenibilidad

La cuantificación de la erosión no tiene en sí misma entidad suficiente para mejorar la toma de decisiones en la planificación del territorio. Aunque la cuantificación de la erosión es un paso fundamental en esta investigación, la evaluación de esa cantidad es el aspecto fundamental para la integración efectiva de la evaluación de la erosión en la toma de decisiones territoriales y planificación del territorio. Esa evaluación se basa en la definición y aplicación de umbrales de sostenibilidad.

La sostenibilidad se ha convertido en los últimos tiempos en un tema clave para investigadores, productores y políticos. Según el Informe Brundtland, la sostenibilidad consiste en satisfacer las necesidades de la generación presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras de satisfacer sus propias necesidades. Desde el punto de vista de la erosión, para garantizar la sostenibilidad se ha de establecer un umbral que defina qué pérdida de suelo es admisible y cuál no lo es para el mantenimiento de la actividad productiva o, en áreas no productivas, el desarrollo de la vegetación. Junto a esta componente productiva es generalmente aceptado que también debe evitarse traspasar el umbral de irreversibilidad¹.

El límite tolerable de pérdida de suelo es un valor indicativo del nivel máximo de erosión, a partir del cual la productividad deja de ser viable en el tiempo (Wischmeier y Smith 1978). En base a este criterio se han establecido umbrales de sostenibilidad indicando la dependencia de las propiedades del suelo, profundidad, topografía y erosión previa (de la Rosa *et al.* 2000; Wischmeier y Smith 1978). Estas cuestiones, que hacen dependientes los umbrales de las características de los suelos, son relevantes de cara a determinar la capacidad del suelo para sostener vegetación. Así, por ejemplo, Pacini *et al.* (2004) adoptan un umbral uniforme para todos los suelos de 1 t/ha, de cara a

la sostenibilidad ambiental (no a la productividad agrícola), aplicándolo sólo a la erosión en cultivos. Mientras que Renschler *et al.* (1999) establecen varios rangos de riesgo de erosión, pero siempre uniformes respecto al territorio.

Aún cuando es apreciable la variabilidad existente entre los diferentes umbrales encontrados en la literatura, los estudios científicos desarrollados se centran en la erosión causada como consecuencia del cultivo agrícola, dejando de lado una valoración integral de todo el territorio. Por ello, en este estudio se adaptarán los umbrales, tomando como referencia los límites establecidos, pero transformando su aplicación uniforme y selectiva (sólo a cultivos) por una aplicación diferencial en base al tipo de suelo y a los usos desarrollados sobre él.

1.3. Las acciones defensivas frente a la erosión

La localización de las acciones defensivas frente a la erosión es fácil una vez cuantificada y priorizadas las áreas. Una de las acciones defensivas más empleadas para paliar los efectos de la erosión son los programas de forestación de tierras agrarias o establecimiento de bosques protectores en cuencas hidrográficas. En estos casos son importantes los criterios de localización con respecto a la geomorfología del territorio, es decir, ¿qué localización es más efectiva para los bosques protectores de cuencas?, ¿en las partes elevadas o alineados junto a las corrientes? (van Noordwijk *et al.*, 2004).

Por ello es importante que estas medidas posean una mayor base científica, considerando cuestiones espaciales (localización) y temporales. Por ejemplo, la capacidad de retener agua, asociada a los bosques maduros, ¿se debe a los árboles individualmente o al bosque con una determinada rugosidad de superficie y ausencia de canales? En este último caso no bastaría con plantar árboles para lograr retener esta agua (van Noordwijk *et al.*, 2004), cuestión de relevancia suficiente para la planificación territorial.

Estudios como el que nos ocupa permiten mejorar la eficiencia de programas de subvenciones tales como el programa de forestación de tierras agrarias. Al seleccionar y delimitar las zonas prioritarias para la forestación de manera más eficiente, los recursos económicos disponibles pueden ser gestionados mejor.

2. Descripción del área de estudio

La Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) nº 56 *Encinares de los ríos Alberche y Cofio* se ha declarado por su alto valor natural, en especial por las aves en peligro de extinción que anidan en su territorio, para evitar el deterioro ambiental y dando cumplimiento a las Directivas 79/409/CEE y 92/43/CEE de la Unión Europea. El área de estudio forma parte de la ZEPA nº. 56, abarcando una superficie de unas 40.000 hectáreas (ver [figura 1](#)).

La ZEPA nº 56 se halla situada a unos 40 kilómetros al Sudoeste de la ciudad de Madrid, en una región que abarca desde el Sistema Central hasta las llanuras de la Depresión del Tajo. Por ello,

Gómez Jiménez, I., Romero Calcerrada, R. y Beneítez López J. M. (2007): "Consideración de la dinámica espacio-temporal para la definición de actuaciones defensivas contra la erosión", *GeoFocus (Artículos)*, nº 7, p. 1-22. ISSN: 1578-5157

este territorio participa de las estribaciones de la Sierra de Gredos y de Guadarrama, y se encuentra recorrido por el tramo medio del río Alberche, desde el Embalse de San Juan hasta su salida de la Comunidad de Madrid, y por los ríos Perales y Cofio en casi todos sus tramos. El relieve, de estilo germánico, se articula en torno a dos grandes bloques en dirección Noreste-Sudoeste. Un primer bloque que forma parte del Sistema Central es un horst compuesto por parameras serranas, laderas y superficies de erosión sobre substrato duro; un sistema de rampas es el encargado de enlazar topográficamente con la depresión del río Tajo. Sus elementos geomorfológicos más representativos son glacis, terrazas y las vegas con sus llanuras de inundación. En los afloramientos metamórficos predominan los materiales graníticos y neísicos, mientras que los sedimentos neógenos y cuaternarios son resultado de la meteorización de los primeros. Los suelos presentes son Fluvisoles, Luvisoles, Regosoles, Cambisoles, Leptosoles, siendo las asociaciones de suelos dominantes los Leptosoles dístricos con Cambisoles dístricos (Romero Calcerrada, 2000)

El área en que se inscribe la ZEPa se caracteriza por un clima mediterráneo, definido por la existencia de una estación seca con altas temperaturas. El promedio de las precipitaciones anuales se sitúa en torno a los 700 mm, aunque se observan diferencias entre las zonas más occidentales, situadas a mayor altitud donde las precipitaciones pueden llegar a los 800 mm y las zonas del Noreste, las orientadas al Sur y las zonas de menor altitud donde el agua recogida se encuentra en torno a los 400 mm.; también se observa un contraste en los valores térmicos: en el Noroeste las temperaturas medias anuales descienden hasta los 10,4°C, mientras que en el Sudoeste se llegan a alcanzar los 16,5°C.

Desde el punto de vista florístico, la ZEPa se encuentra incluida en la región mediterránea. Según el anexo de la directiva Hábitats 92/43/CEE, existen tres hábitats prioritarios desarrollados en la ZEPa, estanques temporales, alisedas, pastos subestépicos de gramíneas anuales, siendo estos últimos de gran importancia tanto por su extensión –más de 8.000 ha.– como para la conservación de las rapaces. Los pinares, naturales y de repoblación, son también abundantes, ocupando casi el 29% del territorio, siendo las especies dominantes de *Pinus pinea* y *Pinus pinaster*. La antropización de este espacio ha dado el característico paisaje de dehesa donde existe un cierto equilibrio entre la actividad agraria y la conservación de la biodiversidad. La dehesa es el hábitat de mayor extensión en la zona (más de 16.000 ha.). En ella coexisten vestigios del ecosistema original inmersos en una matriz formada principalmente por comunidades seminaturales favorecidas por el hombre. En el apartado faunístico, la ZEPa presenta un gran interés para la conservación de especies de aves especialmente amenazadas; alberga una de las poblaciones más importantes de Águila imperial (*Aquila adalberti*), Cigüeña negra (*Ciconia nigra*) y la segunda colonia en importancia de la especie de Buitre negro (*Aegyptius monachus*). Existen otras especies de aves catalogadas por la Directiva Aves 79/409/CEE que nidifican en la ZEPa y que presentan importantes contingentes, entre las que destacan el Buitre leonado (*Gyp fulvus*), Águila culebrera (*Circaetus gallicus*) y la Cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*), entre otras. Además, se debe añadir la excepcional importancia de especies tan singulares y amenazadas como la Nutria (*Lutra lutra*) y el Lince ibérico (*Lynx pardina*), en peligro de extinción a nivel mundial.

La población de la ZEPa no supera los 35.000 habitantes, presentando una baja densidad demográfica (33 hab./km²), muy inferior a la media regional de Madrid. En los municipios más cercanos al área metropolitana de Madrid, están experimentando un significativo crecimiento los

grupos de menor edad debido a su carácter periurbano. La escasa rentabilidad de la actividad agraria, el pequeño tamaño de las explotaciones y el envejecimiento del empresariado agrario originan una progresiva disminución de la importancia del sector primario en la economía del territorio. La población, dedicada a esta actividad, va orientándose hacia las actividades de construcción y servicios; se abandonan los cultivos y las tierras se quedan en baldío. Esta dinámica es común en las áreas rurales marginales mediterráneas, ocasionada por el abandono de las actividades tradicionales (Romero-Calcerrada y Perry, 2004). Un denominador común a dicho ámbito ha sido la proliferación de urbanizaciones de residencia secundaria, los proyectos de construcción de autopistas, campos de golf, etc. como consecuencia de la cercanía al área metropolitana de Madrid.

3. Materiales empleados

3.1. Ocupación del suelo

La información acerca de ocupación y cambio de uso del suelo se obtuvo a partir de tres imágenes Landsat 5 TM, en concreto las correspondientes al 17 de julio de 1984, 6 de agosto de 1991 y 11 de julio de 1999. La clasificación de estas imágenes, georreferenciadas y proyectadas al sistema UTM (Universal Transverse Mercator) fue proporcionada por el Dr. Raúl Romero Calcerrada y las metodologías para su clasificación pueden consultarse en el artículo "*The role of land abandonment in landscape dynamics in the SPA 'Encinares del río Alberche y Cofio, Central Spain, 1984–1999'*" (Romero-Calcerrada y Perry, 2004).

3.2. Variables meteorológicas

Las variables meteorológicas requeridas consistieron en valores diarios de precipitación, temperatura máxima y mínima para cada uno de los seis años considerados. Se tuvieron en cuenta los años de origen de las imágenes Landsat y uno de los dos años inmediatos a éste con la serie de datos completa para todos los meses. De esta forma se disponía de estos valores para 1984, 1985, 1991, 1992, 1998 y 1999.

Para la selección de las estaciones se utilizaron criterios de proximidad a la zona de estudio y que las series fuesen completas. En total se disponía de datos para 6 estaciones en el entorno del área de estudio. De este modo en el caso de las temperaturas no hubo que realizar ninguna modificación de los datos salvo una adaptación al formato utilizado por SWAT. En el caso de las precipitaciones algunos valores diarios presentaban información incompleta, aunque de un modo muy puntual (promedio de datos incompletos 0,13%). Dada la baja representatividad de estos errores se optó por adoptar un criterio sistemático considerándolos como precipitación cero².

3.3. Asociaciones de suelos

La cartografía de asociaciones de suelos a escala 1:50.000 ha sido elaborada por el Dr. José Luis Labrandero y D. Juan José Carlevaris (Instituto de Economía y Geografía-CSIC). Para la obtención de la misma se ha seguido el siguiente proceso:

1) Fotointerpretación de fotos aéreas en color tomadas en 1995. En su fotointerpretación se consideran, además de la información geológica, el análisis detallado de los elementos y patrones de distribución de los suelos siguiendo el método fisiográfico. Además, se han considerado otras fuentes: la cartografía del mapa de asociaciones de suelos de la Comunidad de Madrid (Monturiol y Alcalá del Olmo, 1990); la cartografía edafológica y capacidad de uso del suelo de la subregión de Madrid (Monturiol *et al.*, 1975); y la cartografía del proyecto de investigación Bases para la Definición de un Modelo de Desarrollo Sostenible en una Zona de Especial Conservación: Los encinares del Río Alberche y Río Cofio. 05E-010-96³.

2) Trabajos de campo para comprobar y verificar los límites de las unidades de suelos, estudiar y describir los perfiles de suelos, y definir y caracterizar las unidades cartográficas.

3) Trabajos de gabinete para transferir toda la información al mapa, estructurar su leyenda y explicar la formación, caracterización y distribución geográfica de los recursos edáficos.

4) Revisión y comprobación de límites de unidades e información que aparece en la leyenda del mapa.

Las clases del mapa de asociaciones de suelos han sido clasificadas siguiendo las directrices de la leyenda revisada de la FAO-UNESCO (1989). La mayoría de las unidades cartográficas presentan porcentajes de unidades taxonómicas que, a la escala de publicación, no pueden diferenciarse en unidades puras. Constituyen las denominadas asociaciones de suelos que, en ocasiones, pueden ir acompañadas de otras unidades taxonómicas definidas como inclusiones, al no superar el 20% de superficie ocupada en la unidad cartográfica.

En el mapa se han diferenciado y representado 19 unidades cartográficas definidas, taxonómicamente, en cinco grupos principales (*Fluvisoles*, *Regosoles*, *Leptosoles*, *Cambisoles*, y *Luvsoles*) y nueve unidades de suelos (*Fluvisoles* *dístricos* y *eútricos*, *Regosoles* *dístricos* y *eútricos*, *Leptosoles* *dístricos*, *úmbricos* y *líticos*, *Cambisoles* *dístricos*, *eútricos*, *húmicos* y *gleícos*, y *Luvsoles* *háplicos*) –nivel 2 de la clasificación FAO-UNESCO (1989)– que se desarrollan sobre materiales de origen granítico –aproximadamente un 54% de la superficie total– de origen neísico –20% de la superficie de la ZEPA–, sedimentos arcósicos –que ocupan el 21% del área estudiada– y depósitos fluviales, sedimentos coluvio-aluviales y terrazas –en una proporción del 5%–.

4. Metodología

En el desarrollo de la metodología pueden distinguirse tres fases: la cuantificación de la erosión, la definición de umbrales de sostenibilidad, y la priorización de áreas críticas.

4.1. Modelo de erosión

La cuantificación de la erosión se obtuvo partir del modelo SWAT, abordando todo el proceso cartográfico en un entorno SIG.

El modelo SWAT (Soil & Water Assessment Tool), (Arnold y Allen, 1996; Arnold et al., 1999) fue inicialmente desarrollado por el Dr. Jeff Arnold para el Servicio de Agricultura (ARS) del USDA en EEUU. Sin embargo, ha sido ampliamente aplicado en Europa (Eckhardt et al., 2002; Fohrer et al., 2001; Francos et al., 2001; Grizzetti et al., 2003; Huisman et al., 2004) pese a que los datos de entrada necesarios para su uso son especialmente numerosos y requieren información detallada difícil de obtener fuera de EEUU (Breuer et al., 2003). Sin embargo, las diferentes aplicaciones fuera de EEUU confirman la posibilidad de adaptación del modelo con buenos resultados.

El programa SWAT puede utilizarse como una herramienta adicional tanto en ArcView 3.2 como en GRASS. Dispone de un módulo para la introducción de los datos, manejo, dirección del proceso de cálculo y visualización de los resultados. Por esto es especialmente adecuado para la obtención de datos en formato cartográfico, ya que permite la superposición de los resultados con otros mapas. En definitiva, añade al modelo las ventajas del uso de los SIG.

SWAT fue diseñado para predecir el impacto de diferentes prácticas de gestión en el agua, en la producción y acumulación de sedimentos o en la contaminación química procedente de la agricultura en largos periodos de tiempo. Es un modelo basado en relaciones físicas que requiere datos específicos de meteorología, propiedades del suelo, topografía, vegetación y prácticas agrícolas desarrolladas en la cuenca de estudio. Usando estos datos SWAT modela los procesos físicos asociados con el movimiento del agua, de los sedimentos, crecimiento de la vegetación, el ciclo de nutrientes, etc. Para la producción de sedimentos utiliza la ecuación MUSLE (Kinnell, 1998)⁴. De este modo permite modelar cuencas sin datos de aforo, analizando el impacto relativo de cambios en cualquiera de los datos de partida. En nuestro caso se analizarán los cambios debidos a las variaciones meteorológicas y los debidos a cambios en las coberturas del territorio. Es un modelo continuo, lo que permite considerar la evolución de las precipitaciones sobre el tiempo, cuestión a la que la infiltración y la escorrentía superficial son altamente sensibles (Kirkby, 2001). Sin embargo, mientras que permite incluir en la simulación de forma continua las variables climáticas o actualizar los valores de estado del suelo, no resulta posible incluir el cambio de ocupación o uso del suelo en las coberturas. Si bien no existe ningún modelo probado sustitutivo que considere esta cuestión.

Este problema se solucionó realizando una simulación para cada distribución de las diferentes coberturas (una para cada año). Sin embargo, esto supuso la no consideración del cambio en las condiciones del suelo debidas a la alternancia de fenómenos meteorológicos que, como se mencionó anteriormente, sí considera SWAT. Para los objetivos del estudio era más relevante mostrar las tendencias y dinanismos en la ocupación del suelo que los datos exactos de pérdida de suelo. Por este motivo también se las variables meteorológicas, tal y como se muestra a continuación.

4.2. Año seco-año húmedo

Las distintas ecuaciones usadas para el cálculo de la producción de sedimentos incluyen de manera proporcional factores variables en el tiempo como las precipitaciones y el tipo de cubierta del suelo. Por tanto, para establecer la importancia del efecto que las transformaciones territoriales ejercen en los procesos erosivos, en especial los cambios de la ocupación del suelo, se procedió a definir dos escenarios (seco y húmedo) en los que las variables meteorológicas fuesen constantes a lo largo de los tres años considerados.

Esto permite hacer comparables los cambios temporales que se produzcan en la erosión en el periodo considerado y, por tanto, establecer tendencias relacionadas con el cambio de ocupación y uso del suelo. Al considerar los años reales, correspondientes a las fechas de las imágenes Landsat, podemos obtener una idea de lo que ha ocurrido, pero si se observa una tendencia es más complejo determinar si se debe a los cambios de ocupación en el terreno o la normal variación meteorológica.

Por otro lado, el modelo utilizado SWAT hace hincapié en la relevancia que presenta la alternancia de periodos secos y húmedos para la erosión, al considerar las variables diarias. No presenta el mismo impacto la lluvia sobre el suelo seco que húmedo. Por esto, se decidió tomar dos escenarios, uno que representase un tipo con predominancia de periodos secos o carentes de precipitaciones y otro en el que las precipitaciones fuesen más generalizadas y abundantes.

Para definir estos escenarios se tomaron dos años reales de la serie de datos, de cara a que la situación mantuviese las correctas relaciones atribuibles a la precipitación, en vez de generar datos aleatorios. Los años se eligieron en base a la elaboración de unos climodiagramas de Walter-Lieth modificados para contener un solo año en vez de una serie. En base a estos climodiagramas y la relación de Gaussen que define los meses secos⁵, se consideró que el año más seco era aquel que aunaba la menor precipitación anual y el mayor número de meses secos y viceversa en el caso del año húmedo.

En total se generaron nueve simulaciones, tres correspondientes a los datos reales de precipitación y temperatura, tres para el *año seco* y otras tres para el *año húmedo*.

2.5.3. Umbrales de sostenibilidad

Una vez cuantificada la erosión, para valorar la situación de sostenibilidad en cuanto a la erosión en la zona se tuvieron en cuenta principalmente dos argumentos:

- la susceptibilidad frente a la pérdida de suelo varía espacialmente en función de la profundidad útil del suelo y de su uso (de la Rosa et al., 2000)
- el umbral de sostenibilidad no debería ser nunca más restrictivo que la erosión mínima que con una cobertura natural puede alcanzarse en un lugar.

Esta segunda consideración se fundamenta en un razonamiento lógico de que los ecosistemas naturales (o, al menos, sin una intervención humana negativa) son siempre sostenibles *per se*. La erosión es un proceso natural y no siempre negativo ya que contribuye a la formación de suelos en zonas de deposición.

Tomando estas dos consideraciones se adaptaron los umbrales obtenidos de la literatura y mencionados anteriormente en los antecedentes. La primera adaptación a realizar es que los terrenos sometidos a estos umbrales son exclusivamente agrícolas. Sin embargo, por la finalidad del estudio y las características del territorio es necesario incluir otros usos como pastizales o arbustos. Para paliar este conflicto se elaboró una metodología de umbrales asociados a la ocupación o uso del suelo. Por ejemplo, si una zona de arbustos, con capacidad forestal, presenta una erosión mayor que el umbral definido para zonas no agrícolas (en este caso 1 t/ha) pero no supera la erosión que se alcanzaría en esa zona con una cubierta forestal perennifolia, la zona quedará definida como sostenible.

El ratio indicado en t/ha.año se corresponde al rango tolerable para cada tipo definido del territorio (ver [tabla 1](#)). De este modo, las zonas cultivadas (agrícolas) sobre suelos del grupo B estarán bajo una situación de sostenibilidad hasta que alcancen valores de erosión de 5 t/ha anuales. Si bien cuando el umbral correspondiente es más restrictivo que la erosión mínima alcanzable con la cobertura de bosque perennifolio, se adopta esta erosión mínima como umbral (ver [figura 3](#)). Es decir, el umbral de sostenibilidad es variable en función del uso actual y del tipo de suelo presente en el territorio, a la vez que somete al criterio de la erosión mínima alcanzable con la mejor cobertura.

Para la elaboración de esta tabla se realiza una división por zonas en base a la cobertura y al tipo de suelo. Los suelos quedan agrupados en tres clases en base a sus materiales y profundidad, del siguiente modo (de la Rosa et al., 2000):

- Grupo A: suelos con características favorables con más de un metro de profundidad. Corresponde a los suelos profundos aluviales (*Fluvisoles*).
- Grupo B: suelos de entre 75 y 120 cm, ejemplificados por los *Luvisoles*.
- Grupo C: suelos con rocas o gravas y con profundidad menor de 75 cm. Pertenecen a este grupo el resto de clases presentes: *Regosoles*, *Cambisoles*, *Leptosoles*.

La situación de estos grupos de suelos en el área de estudio puede observarse en la [figura 2](#), donde se aprecia claramente que el grupo más representado es el Grupo C. Una vez establecidos los umbrales y el criterio de erosión mínima alcanzable se evalúan los datos. Al contrario que los umbrales fijos descritos en la tabla 1, la erosión mínima alcanzable en base a la reforestación varía en función de la meteorología. Por esto se ha elaborado un mapa de erosión mínima alcanzable para cada mapa de coberturas disponible para el año de su obtención, el año húmedo y el seco. El modelo de decisión utilizado se muestra en la [figura 3](#), siendo el modelo general a aplicar a cada fecha y datos requeridos.

Una vez obtenido un mapa de zonas sostenibles e insostenibles para cada fecha, se analizan de forma combinada los tres casos para cada mapa de coberturas: fecha de obtención de la imagen Landsat, año seco y año húmedo. Se considera que una mayor frecuencia de aparición de un píxel como insostenible implica una mayor prioridad para realizar actuaciones de reforestación en ese punto. Esto permite establecer tres escenarios de actuación de modo que se proteja al máximo, el medio o un mínimo. En el escenario denominado "mínimo" se reforestarían aquellas zonas que en los tres casos se han clasificado como insostenibles. En el "medio" en dos y en el máximo en sólo uno. Este análisis en escenarios permite establecer una tendencia temporal y un incremento del número de hectáreas que requieren inversión.

5. Resultados

Los datos de producción de sedimentos para cada una de los mapas de ocupación del suelo se obtuvieron por medio de la simulación con SWAT. Para cada mapa se realizó una simulación con el año de su captura, el año más seco y el año más húmedo de la serie. Los valores de erosión neta se obtuvieron en t/ha anuales y se transformaron en mapas de sostenibilidad, tanto para las fechas del mapa de ocupación como para los escenarios seco y húmedo. Los mapas obtenidos pueden verse en la [figura 4](#). Analizando estas imágenes puede comprobarse que la variación debida a las variaciones meteorológicas (horizontal) es más significativa en el área de estudio que la variación debida al cambio de uso del suelo (vertical).

La superficie considerada insostenible aumenta considerablemente desde el año 1984 al año 1999 cuando se tienen en cuenta los datos meteorológicos correspondientes a cada fecha. Sin embargo, no se cumple esta tendencia cuando se analizan los escenarios seco o húmedo. Esto demuestra la dependencia meteorológica de los resultados, paliada por la utilización de los citados escenarios que permiten un análisis donde esta vinculación es reducida.

De hecho en la [figura 4](#) puede observarse claramente este incremento 1984-1999 en las zonas clasificadas como insostenibles frente a la erosión en la primera columna. Puede verse que el incremento es más claro de 1984 a 1991 que de 1991 a 1999. No ocurre así, en la segunda y tercera columnas, correspondientes a los escenarios seco y húmedo. En estas columnas, los mapas correspondientes a los escenarios, la tendencia observada es la contraria. Existen zonas que permanecen sin cambios, correspondientes a aquellas donde tampoco se detectan cambios de uso. Si bien puede observarse que, en la parte norte del área de estudio, la zona insostenible pierde superficie y continuidad a lo largo del periodo, disminuyendo la superficie insostenible. También puede observarse un cambio similar en la zona más occidental del área de estudio. En estas zonas durante el periodo existe una tendencia al desarrollo de matorral sobre lo que anteriormente eran cultivos o pastizales, incluso con un avance en superficie del pinar. Para visualizar este efecto puede verse el detalle de los mapas mostrado en la [figura 5](#).

Estas tendencias contrarias se ven confirmadas al realizar un análisis numérico de la superficie clasificada insostenible en cada caso. En la [figura 6](#) puede observarse que el balance final (dcha.) muestra una disminución de la superficie insostenible, si bien no existe una tendencia temporal (izq.) que permita establecer una relación clara con el cambio de uso del suelo. Esto indica

Gómez Jiménez, I., Romero Calcerrada, R. y Beneitez López J. M. (2007): "Consideración de la dinámica espacio-temporal para la definición de actuaciones defensivas contra la erosión", *GeoFocus (Artículos)*, nº 7, p. 1-22. ISSN: 1578-5157

que la transformación territorial de esta ZEPA (Romero-Calcerrada y Perry, 2004) está reduciendo el riesgo de erosión. Sin embargo, las variaciones no son de gran entidad en cuanto a la superficie total del área de estudio. Esto es debido a que la superficie que es objeto de cambio en este periodo no alcanza el 15 % en ningún caso (Romero-Calcerrada y Perry, 2004).

6. Discusión y conclusiones

Los análisis realizados de superficie considerada insostenible muestran una tendencia al alza. Sin embargo, los análisis de contraste realizados con los escenarios climáticos constantes, sólo variando la ocupación del suelo, desmienten esta tendencia. Es decir, cuando se reduce la influencia de la variabilidad meteorológica anual, la situación frente a la erosión tiende a mejorar. El análisis temporal de la erosión a través de los escenarios seco y húmedo muestra una tendencia a la reducción de las zonas insostenibles, más acusada en el periodo 1984-1991 (en el periodo 1991-1999 parece producirse un ligero aumento). Estos datos, contrastados con los recogidos en el trabajo de Romero-Calcerrada y Perry (2004), permiten asociar esta tendencia con la dinámica territorial observada de abandono de cultivos y pastos y su consiguiente transformación en matorral. 00

En cuanto a las aportaciones o aspectos claves del trabajo podríamos destacar el establecimiento de unos umbrales que permiten su aplicación a zonas heterogéneas en cuanto a usos y ocupación del suelo. Esto facilita la planificación sistemática de actuaciones de reforestación en todo el territorio. Se ha logrado establecer una metodología que permite avanzar hacia una mayor efectividad en las medidas contra la erosión. La forestación parece ser una solución adecuada para la zona ya que existen amplias zonas donde el cultivo puede ser, cuanto menos, poco productivo, lo que sumado a la tendencia socioeconómica y a los problemas estructurales del sector primario, refuerzan la idea del interés de un cambio controlado de ocupación del suelo como medida para paliar la erosión.

Agradecimientos

Agradecer a la Comunidad de Madrid y al FSE la financiación mediante una beca F.P.I la cual ha permitido el desarrollo de este trabajo. Asimismo el proyecto GR/AMB/0937/2004, financiado por la Comunidad de Madrid, "Definición de unidades socioeconómico-ambientales de gestión como base para la planificación territorial" ha sido el marco de desarrollo de la investigación que detalla este artículo.

Referencias bibliográficas

Aguiló Alonso, M. (2000): *Guía para la elaboración de estudios del medio físico: contenido y metodología*. Madrid Secretaría General de Medio Ambiente. Ministerio de Medio Ambiente.

Gómez Jiménez, I., Romero Calcerrada, R. y Beneítez López J. M. (2007): "Consideración de la dinámica espacio-temporal para la definición de actuaciones defensivas contra la erosión", *GeoFocus (Artículos)*, nº 7, p. 1-22. ISSN: 1578-5157

- Angima, S. D., Stott, D. E., O'Neill, M. K., Ong, C. K. y Weesies, G. A. (2003): "Soil erosion prediction using RUSLE for central Kenyan highland conditions", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 97(1-3), pp. 295-308.
- Arnold, J. G. y Allen, P. M. (1996): "Estimating hydrologic budgets for three Illinois watersheds", *Journal of Hydrology*, 176(1-4), pp. 57.
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Ramanarayanan, T. S. y DiLuzio, M. (1999): "Water resources of the Texas Gulf Basin", *Water Science and Technology*, 39(3), pp. 121.
- Bemporad, G. A., Alterach, J., Amighetti, F. F., Peviani, M. y Saccardo, I. (1997): "A distributed approach for sediment yield evaluation in Alpine regions", *Journal of Hydrology*, 197(1-4), pp. 370-392.
- Boardman, J., Poesen, J. y Evans, R. (2003): "Socio-economic factors in soil erosion and conservation", *Environmental Science & Policy*, 6(1), pp. 1-6.
- Boellstorff, D. y Benito, G. (2005): "Impacts of set-aside policy on the risk of soil erosion in central Spain", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 107(2-3), pp. 231-243.
- Breuer, L., Eckhardt, K. y Frede, H.-G. (2003): "Plant parameter values for models in temperate climates", *Ecological Modelling*, 169(2-3), pp. 237-293.
- Cox, C. y Madramootoo, C. (1998): "Application of geographic information systems in watershed management planning in St. Lucia", *Computers and Electronics in Agriculture*, 20(3), pp. 229-250.
- da Silva, A. M. (2004): "Rainfall erosivity map for Brazil", *CATENA*, 57(3), pp. 251-259.
- de la Rosa, D., Moreno, J. A., Mayol, F. y Bonson, T. (2000): "Assessment of soil erosion vulnerability in western Europe and potential impact on crop productivity due to loss of soil depth using the ImpelERO model", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 81(3), pp. 179.
- DeRoo, A. P. J., Offermans, R. J. E. y Cremers, N. H. D. T. (1996): "LISEM: a single-event, physically based hydrological and soil erosion model for drainage basins. 2. Sensitivity analysis, validation and application", *Hydrol. Process*, 10(8), pp. 1119-1126.
- Eckhardt, K., Haverkamp, S., Fohrer, N. y Frede, H. G. (2002): "SWAT-G, a version of SWAT99.2 modified for application to low mountain range catchments", *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 27(9-10), pp. 641.
- FAO-UNESCO. (1989): *Mapa mundial de suelos. Leyenda Revisada*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación. Roma. 202 pp.
- Fohrer, N., Eckhardt, K., Haverkamp, S. y Frede, H.-G. (2001): "Applying the SWAT Model as a Decision Support Tool for Land Use Concepts in Peripheral Regions in Germany", en Stott, D. E., Mohtar, R. H., y Steinhardt, G. C. (Coor.): *Sustaining the Global farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24-29, 1999, West Lafayette, IN*. West Lafayette, IN., International Soil Conservation Organization in cooperation with the USDA and Purdue University., pp. 994-999.
- Franco, A., Bidoglio, G., Galbiati, L., Bouraoui, F., Elorza, F. J., Rekolainen, S., Manni, K. y Granlund, K. (2001): "Hydrological and water quality modelling in a medium-sized

Gómez Jiménez, I., Romero Calcerrada, R. y Beneítez López J. M. (2007): "Consideración de la dinámica espacio-temporal para la definición de actuaciones defensivas contra la erosión", *GeoFocus (Artículos)*, nº 7, p. 1-22. ISSN: 1578-5157

coastal basin", *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere*, 26(1), pp. 47-52.

Grizzetti, B., Bouraoui, F., Granlund, K., Rekolainen, S. y Bidoglio, G. (2003): "Modelling diffuse emission and retention of nutrients in the Vantaanjoki watershed (Finland) using the SWAT model", *Ecological Modelling*, 169(1), pp. 25-38.

Grunwald, S. y Frede, H. G. (1999): "Using the modified agricultural non-point source pollution model in German watersheds", *CATENA*, 37(3-4), pp. 319-328.

Huisman, J. A., Breuer, L. y Frede, H. G. (2004): "Sensitivity of simulated hydrological fluxes towards changes in soil properties in response to land use change", *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 29(11-12), pp. 749-758.

Kinnell, P. I. A. (1998): "Converting USLE soil erodibilities for use with the QREI30 index", *Soil and Tillage Research*, 45(3-4), pp. 349-357.

Kinnell, P. I. A. (2000): "AGNPS-UM: applying the USLE-M within the agricultural non point source pollution model", *Environmental Modelling and Software*, 15(3), pp. 331-341.

Kirkby, M. (2001): "From Plot to Continent: Reconciling Fine and Coarse Scale Erosion Models", en Stott, D. E., Mohtar, R. H., y Steinhardt, G. C. (Coord.): *Sustaining the Global farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24-29, 1999, West Lafayette, IN*. West Lafayette, IN., International Soil Conservation Organization in cooperation with the USDA and Purdue University., pp. 860-870.

Knisel, W. G. (1985): "CREAMS-a field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems", *Agriculture, U. D. O.*, ed.

Krysanova, V., Muller-Wohlfeil, D.-I. y Becker, A. (1998): "Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds", *Ecological Modelling*, 106(2-3), pp. 261.

Lenzi, M. A. y Di Luzio, M. (1997): "Surface runoff, soil erosion and water quality modelling in the Alpone watershed using AGNPS integrated with a Geographic Information System", *European Journal of Agronomy*, 6(1-2), pp. 1-14.

Leonard, R. A., Knisel, W. G. y Still, D. A. (1987): "GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems", *Trans., Amer. Soc. of Agric. Engrs.*, 30, pp. 1403-1418.

Lopez-Bermudez, F., Romero-Diaz, A., Martinez-Fernandez, J. y Martinez-Fernandez, J. (1998): "Vegetation and soil erosion under a semi-arid Mediterranean climate: a case study from Murcia (Spain)", *Geomorphology*, 24(1), pp. 51-58.

Monturiol, F.; Guerra, A; *et al.*, (1975): *Cartografía edafológica y capacidad de uso del suelo de la subregión de Madrid*. COPLACO. Ministerio de la Vivienda e Instituto de Edafología y Biología Vegetal del CSIC. Madrid.

Monturiol, F. y Alcalá del Olmo, L. (1990): *Mapa de asociaciones de suelos de la Comunidad de Madrid. Escala 1:200.000*. Comunidad de Madrid-CSIC. Memoria y mapa, Madrid. 71 pp.

Gómez Jiménez, I., Romero Calcerrada, R. y Beneitez López J. M. (2007): "Consideración de la dinámica espacio-temporal para la definición de actuaciones defensivas contra la erosión", *GeoFocus (Artículos)*, nº 7, p. 1-22. ISSN: 1578-5157

Morgan, R. P. C., Quinton, J. N., Smith, R. E., Govers, G., Poesen, J. W. A., Auerswald, K., Chisci, G., Torri, D., Styczen, M. E. y Folly, A. J. V. (1998): "The European soil erosion model (EUROSEM): documentation and user guide", Silsoe College, Cranfield University.

Nachtergaele, J., Poesen, J., Vandekerckhove, L., Oostwoud Wijdenes, D. y Roxo, M. (2001): "Testing the Ephemeral Gully Erosion Model (EGEM) in Mediterranean Environments", en Stott, D. E., Mohtar, R. H., y Steinhardt, G. C. (Coor.): *Sustaining the Global farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24-29, 1999, West Lafayette, IN*. West Lafayette, IN., International Soil Conservation Organization in cooperation with the USDA and Purdue University., pp. 1024-1028.

Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Williams, J. R. y King, K. W. (2002): "Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation. Version 2000", Grassland, soil and Water Research Laboratory. Agricultural Research Service Temple, Texas.

Pacini, C., Giesen, G., Wossink, A., Omodei-Zorini, L. y Huirne, R. (2004): "The EU's Agenda 2000 reform and the sustainability of organic farming in Tuscany: ecological-economic modelling at field and farm level", *Agricultural Systems*, 80(2), pp. 171-197.

Puigdefabregas, J. y Mendizabal, T. (1998): "Perspectives on desertification: western Mediterranean", *Journal of Arid Environments*, 39(2), pp. 209-224.

Renschler, C. S., Mannaerts, C. y Diekkruger, B. (1999): "Evaluating spatial and temporal variability in soil erosion risk--rainfall erosivity and soil loss ratios in Andalusia, Spain", *CATENA*, 34(3-4), pp. 209-225.

Romero-Calcerrada, R. (2000): *La valoración socioeconómica en la planificación de espacios singulares: las Zonas de Especial Protección de Aves*. Universidad de Alcalá. Tesis Doctoral Inédita.

Romero-Calcerrada, R. y Perry, G. L. W. (2004): "The role of land abandonment in landscape dynamics in the SPA 'Encinares del rio Alberche y Cofio, Central Spain, 1984-1999", *Landscape and Urban Planning*, 66(4), pp. 217-232.

Romero-Díaz, A., Cammeraat, L. H., Vacca, A. y Kosmas, C. (1999): "Soil erosion at three experimental sites in the Mediterranean", *Earth Surface Processes and Landforms*, 24(13), pp. 1243-1256.

Schoorl, J. M., Veldkamp, A. y Bouma, J. (2002): "Modeling Water and Soil Redistribution in a Dynamic Landscape Context", *Soil Sci Soc Am J*, 66(5), pp. 1610-1619.

Tripathi, M. P., Panda, R. K. y Raghuwanshi, N. S. (2003): "Identification and Prioritisation of Critical Sub-watersheds for Soil Conservation Management using the SWAT Model", *Biosystems Engineering*, 85(3), pp. 365-379.

Van Noordwijk, M., Poulsen, J. G. y Ericksen, P. J. (2004): "Quantifying off-site effects of land use change: filters, flows and fallacies", *Agriculture, Ecosystems & Environment*(104), pp. 19-34.

Gómez Jiménez, I., Romero Calcerrada, R. y Beneitez López J. M. (2007): "Consideración de la dinámica espacio-temporal para la definición de actuaciones defensivas contra la erosión", *GeoFocus (Artículos)*, nº 7, p. 1-22. ISSN: 1578-5157

Williams, J. R. (1985): "The physical components of the EPIC model" (Coor.): *Soil Erosion and Conservation*. Ankeny, IA, Soil Conservation Society of America, pp. 272–284.

Wischmeier, W. H. y Smith, D. D. (1978): *Predicting rainfall erosion losses: guide to conservation planning*, Washington, DC, United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service (USDA-ARS). United States Government Printing Office.

Yu, B., Rose, C. W., Cielsiolka, C. A. A., Coughlan, K. J. y Fentie, B. (1997): "Towards a framework for runoff and soil loss prediction using GUEST technology", *Australian Journal of Soil Research*, 35, pp. 1191-1212.

TABLAS

Tabla 1. Umbrales definidos para las diferentes zonas en función de su cobertura y tipo de suelo.

Coberturas	Suelos	Umbral (t/ha·año)
Zonas forestales (bosques caducifolios, pinares, encinares, pastizales, arbustos y zonas quemadas)	Cualquiera	<1
Zonas cultivadas (agrícolas)	Grupo C	<1
Zonas cultivadas (agrícolas)	Grupo B	< 5
Zonas cultivadas (agrícolas)	Grupo A	< 10

Fuente: (de la Rosa *et al.*, 2000; Pacini *et al.*, 2004; Renschler *et al.*, 1999; Wischmeier y Smith, 1978)

FIGURAS

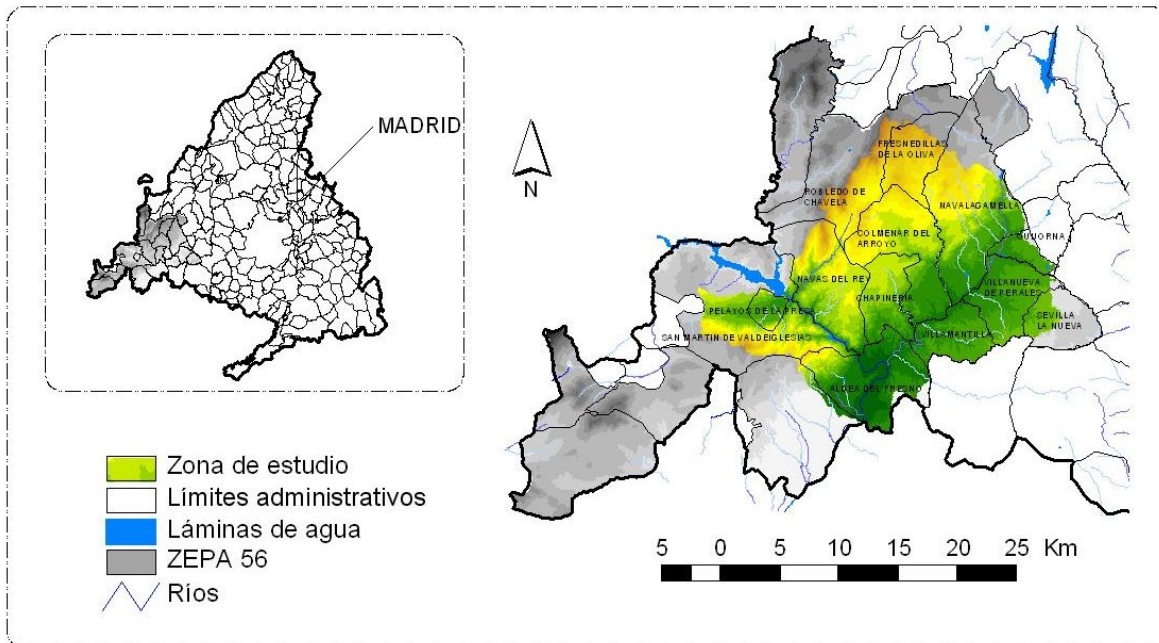


Figura 1. Localización del área de estudio y términos municipales incluidos

Gómez Jiménez, I., Romero Calcerrada, R. y Beneitez López J. M. (2007): "Consideración de la dinámica espacio-temporal para la definición de actuaciones defensivas contra la erosión", *GeoFocus (Artículos)*, nº 7, p. 1-22. ISSN: 1578-5157

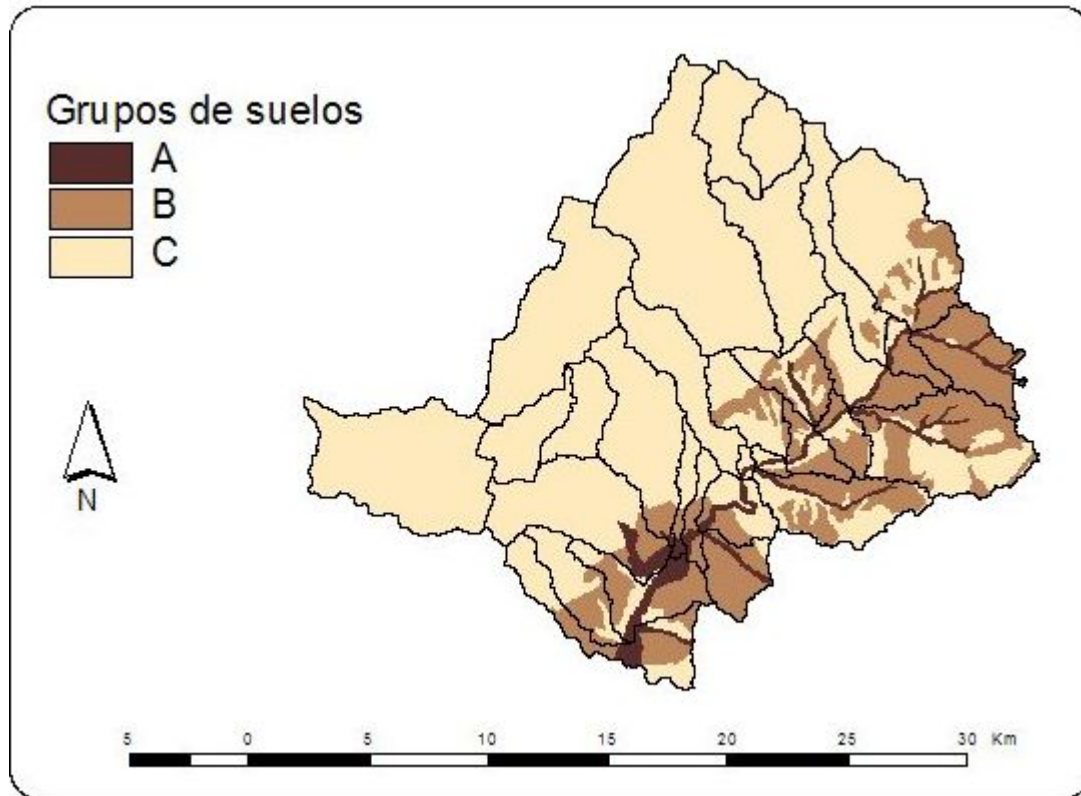


Figura 2. Distribución espacial de los grupos de suelos establecidos para la aplicación de los umbrales

Gómez Jiménez, I., Romero Calcerrada, R. y Beneitez López J. M. (2007): "Consideración de la dinámica espacio-temporal para la definición de actuaciones defensivas contra la erosión", *GeoFocus (Artículos)*, nº 7, p. 1-22. ISSN: 1578-5157

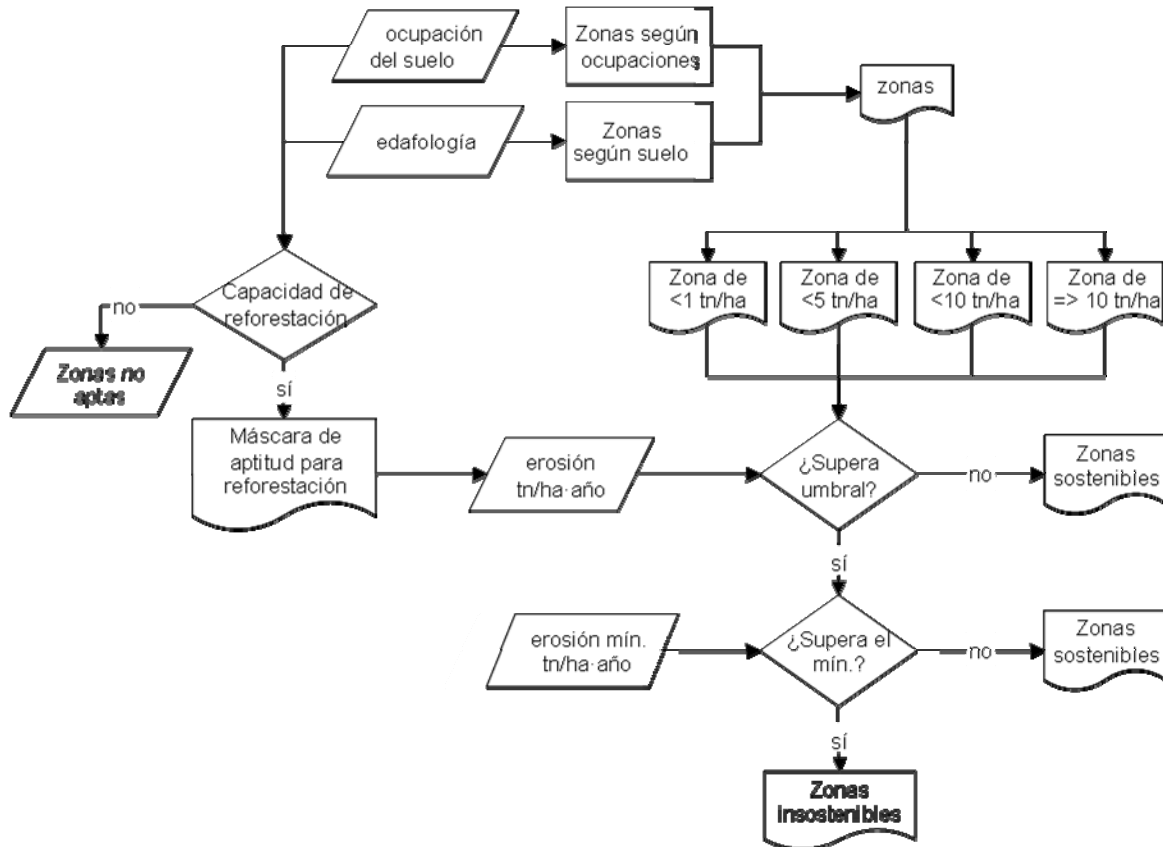


Figura 3. Modelo de decisión para la definición de la sostenibilidad.

Gómez Jiménez, I., Romero Calcerrada, R. y Beneitez López J. M. (2007): "Consideración de la dinámica espacio-temporal para la definición de actuaciones defensivas contra la erosión", *GeoFocus (Artículos)*, nº 7, p. 1-22. ISSN: 1578-5157

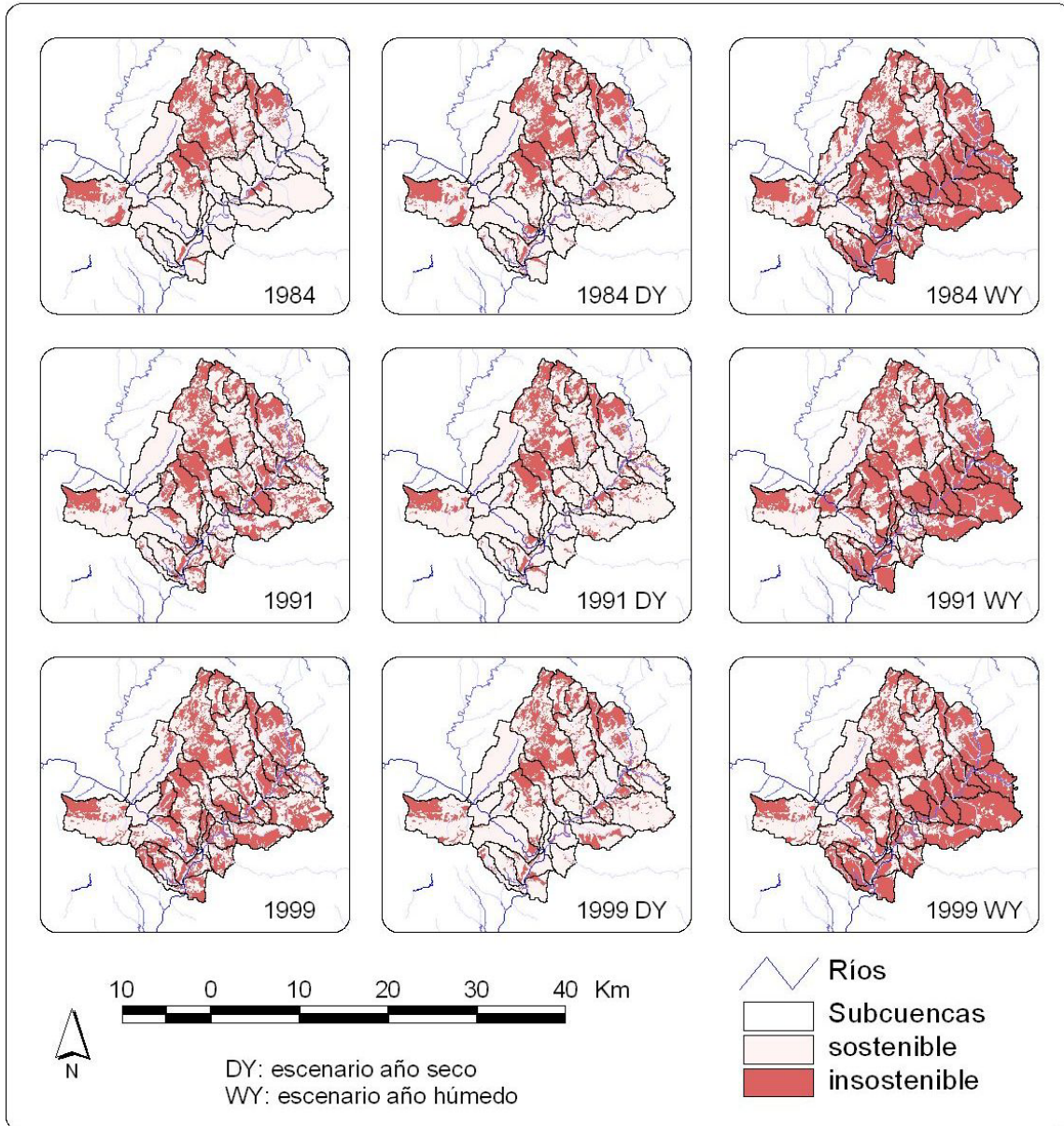


Figura 4. Mapas de sostenibilidad frente a la erosión en las distintas fechas de uso y según los diferentes escenarios "seco" y "húmedo".

Gómez Jiménez, I., Romero Calcerrada, R. y Beneitez López J. M. (2007): "Consideración de la dinámica espacio-temporal para la definición de actuaciones defensivas contra la erosión", *GeoFocus (Artículos)*, nº 7, p. 1-22. ISSN: 1578-5157

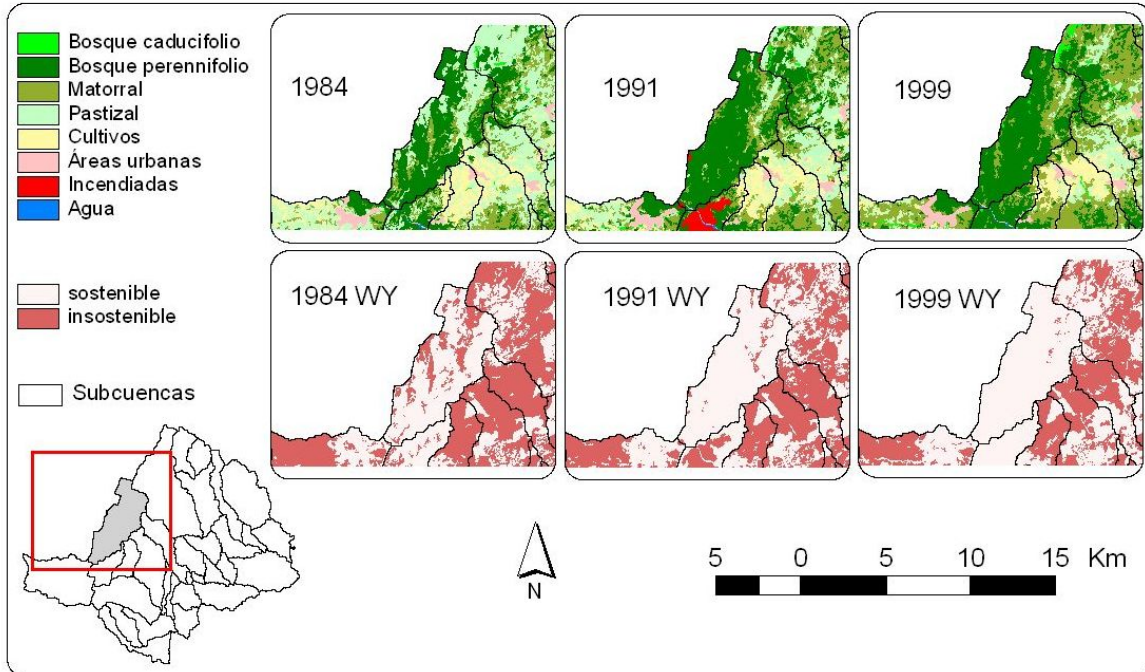


Figura 5. Detalle de la relación entre el cambio de uso del suelo y la superficie considerada insostenible.

Los mapas de la primera fila corresponden a una clasificación mixta de imágenes Landsat TM en ocho categorías. En la segunda fila se muestra detalle de los mapas de sostenibilidad correspondientes al escenario húmedo y ya mostrados en la [figura 4](#).

Gómez Jiménez, I., Romero Calcerrada, R. y Beneitez López J. M. (2007): "Consideración de la dinámica espacio-temporal para la definición de actuaciones defensivas contra la erosión", *GeoFocus (Artículos)*, nº 7, p. 1-22. ISSN: 1578-5157

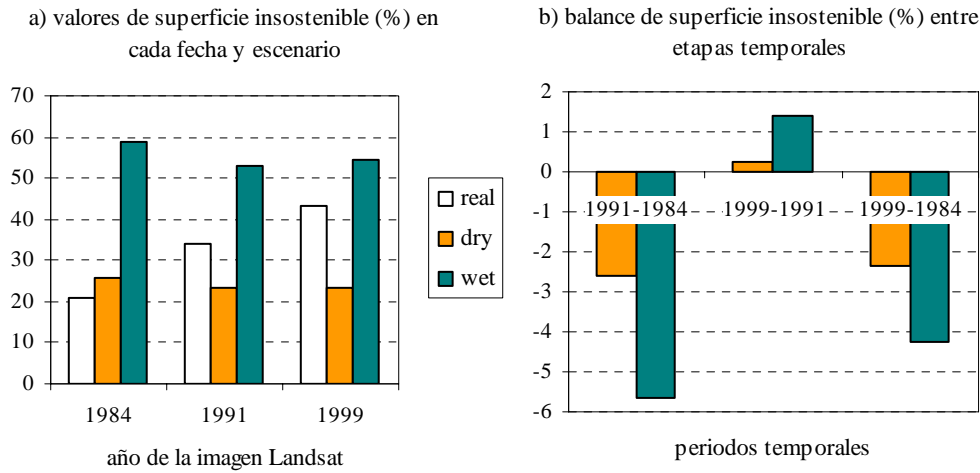


Figura 6. Cambios en porcentaje de la superficie considerada insostenible en los distintos escenarios (izq.) y por periodos temporales (dcha.).

Elaboración propia a partir de los mapas de sostenibilidad obtenidos.

¹ El concepto de irreversibilidad puede ser tan relativo como el de sostenibilidad. Depende de la escala temporal considerada y del mínimo considerado aceptable. En nuestro caso este mínimo se adopta en escala humana y mantenimiento de vegetación espontánea.

² El método más adecuado para solventar estos errores sería la generación estadística a partir de un mayor número de casos (datos diarios durante 30 años) lo que se estimó excesivo para la representatividad del error.

³ Título del proyecto: Bases para la Definición de un Modelo de Desarrollo Sostenible en una Zona de Especial Conservación: Los encinares del Río Alberche y Río Cofio. 05E-010-96. Entidad Financiadora: D.G. Investigación de la Comunidad de Madrid. Duración: 1997-1998. Investigador Principal: Dra. María Asunción Martín Lou.

⁴ Si el lector desea ahondar en las ecuaciones de funcionamiento de SWAT puede consultar el manual teórico Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Williams, J. R. y King, K. W. (2002). "Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation. Version 2000." Grassland, soil and Water Research Laboratory. Agricultural Research Service Temple, Texas. <http://www.brc.tamus.edu/swat/> (último acceso 03/11/2006).

⁵ Meses en los que el doble de la temperatura media mensual (°C) supera a la precipitación en mm.