

## PRESIÓN ANTRÓPICA SOBRE CUENCAS DE DRENAJE EN ECOSISTEMAS FRÁGILES: VARIACIONES EN LAS EXISTENCIAS (STOCK) DE CARBONO ORGÁNICO ASOCIADAS A CAMBIOS MORFOLÓGICOS FLUVIALES

A. HALIFA-MARÍN<sup>1</sup>, P. PÉREZ-CUTILLAS<sup>1, 2\*</sup>, M. ALMAGRO<sup>1, 3</sup>, C. BOIX-FAYOS<sup>1</sup>

<sup>1</sup> CEBAS-CSIC, Grupo de Erosión y Conservación de Suelos y Agua, Murcia, España.

<sup>2</sup> Departamento de Geografía, Facultad de Letras, Universidad de Murcia, Murcia, España.

<sup>3</sup> BC3-Centro Vasco del Cambio Climático, Edificio 1, 1ª Planta, Campus científico de la Universidad del País Vasco, 48940, Leioa, País Vasco, España.

**RESUMEN.** *Cambios antrópicos en el área de drenaje de cuencas hidrológicas determinan los procesos de erosión dominante y las fuentes de sedimento, movilizándolo ciertos reservorios (pools) de carbono. Además, estos cambios en el área de drenaje influyen en la dinámica sedimentaria con consecuencias en la morfología fluvial. Éstas, a su vez, pueden crear las condiciones para estabilizar carbono orgánico (CO) en los sedimentos por enterramiento, preservación de carbono, ralentización de la mineralización y colonización vegetal terrestre o acuática; causando todo ello un efecto importante en el sumidero o fuentes de carbono fluvial. Este trabajo explora el impacto de las alteraciones en el área de drenaje (reforestaciones, construcción de diques, abandono agrícola) en la morfología fluvial y en el sumidero de CO sedimentario, en una cuenca semiárida y de elevada erodibilidad. La aproximación metodológica combina el análisis cartográfico de los usos del suelo, la fotointerpretación geomorfológica del cauce y formas adyacentes en dos escenarios (1956 y 2016); y muestreos recientes de suelos y sedimentos para la determinación de las existencias (stock) de CO. La cobertura del suelo varió de un escenario principalmente agrario hacia un patrón forestal. Esa evolución alteró la dinámica sedimentológica de la cuenca que se tradujo en importantes cambios morfológicos en el cauce, disminuyendo la superficie de cauce activo (52%), incrementando la erosión lateral (77%) y las cárcavas adyacentes (11%), así como llanuras (31%) y abanicos aluviales (37%). Además, el cauce se revegetó ligeramente (16%). Todo ello propició un aumento del reservorio total de CO en los sedimentos fluviales (12%), ligeramente por encima del aumento del reservorio en los suelos de la cuenca (10%). La razón de las existencias (stock) de CO sedimentos/suelos fue >0.8, lo cual nos indica la gran capacidad de secuestro de carbono de los sedimentos, con existencias de CO por encima de los suelos agrícolas. Se constató que la dinámica geomorfológica fluvial juega un papel relevante en los flujos de CO, y en la capacidad de estabilizar sedimentos que generan sumideros de CO, en condiciones*

*de estrechamiento del cauce activo y reverdecimiento del lecho. Estos procesos de secuestro de carbono en lechos secos y efímeros, tienen una gran relevancia para variados servicios ecosistémicos, y deberían ponerse en valor en la gestión de zonas sedimentarias fluviales.*

***Anthropic pressure on drainage basins in fragile ecosystems: variations in the organic carbon stock associated to fluvial morphological changes***

**ABSTRACT.** *Anthropic changes in the drainage area of catchments can influence dominant erosion processes and sediment sources and mobilize specific carbon pools. It also causes changes in the sedimentary dynamics and thus in the fluvial morphology. At the same time fluvial morphologies can create the conditions for stabilizing organic carbon (OC) in sediments by burial, carbon preservation, slowing down mineralization processes, and terrestrial or aquatic plant colonization. All this might have a significant impact on the fluvial carbon sink or sources. This work explores the impact of changes in the drainage area (reforestation, check-dam building, agricultural abandonment) on fluvial morphology and on the sedimentary carbon sink of an arid and erodible catchment. The methodological approach combines cartographic analysis of land use, geomorphological photointerpretation of the channel and slope-channel connections in 1956 and 2016. Furthermore, soil and sediment sampling across the catchment for organic carbon stock determination was carried out. The watershed underwent a drastic transformation of land use from 1956, changing from an agrarian scenario to a forest pattern in 2016. This evolution altered sedimentological dynamics and fluvial morphologies. The active channel was narrowed (52%) whereas bank erosion (77%) and the adjacent gullies (11%) increased. The inner alluvial plain increased up to 31% and alluvial fans up to 37%. In addition, vegetation in the channel increased up to 16%. All this led to an increase of the total OC pool of fluvial sediments (12%), slightly above than the increase of OC total pool in the soils of the catchment (10%). The ratio of the OC stock sediments/soils was > 0.8, which indicates the large capacity of carbon sequestration of fluvial sediments, with OC stocks larger than those of agricultural soils. It was found that the geomorphological dynamics plays an important role in the OC fluvial flows. In scenarios of channel narrowing and vegetation encroachment of fluvial morphologies, the sediments can stabilize and generate OC sinks. These processes of OC sequestration in dry and ephemeral channels can have a large relevance for various ecosystem services and should be considered in the management of fluvial sedimentary areas.*

**Palabras clave:** Geomorfología fluvial, cauces efímeros, procesos de erosión, reservorios de carbono orgánico (*pools*), existencias (*stock*) de carbono orgánico.

**Key words:** Fluvial geomorphology, ephemeral channels, erosion processes, organic carbon pools, organic carbon stocks, organic carbon sequestration.

Recibido: 31 de Julio de 2018  
Aceptado: 26 de noviembre de 2018

\*Correspondencia: Pedro Pérez-Cutillas, CEBAS-CSIC, Grupo de Erosión y Conservación de Suelos y Agua. Murcia, España. E-mail: perezcutillas@cebas.csic.es

## 1. Introducción

Aunque todavía no existe una aceptación oficial del término Antropoceno como época geológica por la Comisión Internacional de Estratigrafía, sí que hay consenso sobre la profunda huella de la humanidad en la configuración y funcionamiento de la Tierra. Sus defensores apuntan que la oficialización del término tendría un gran valor político para inducir un cambio de paradigma en la relación entre el ser humano y la naturaleza (Rull, 2018).

Un ejemplo de esta huella antrópica es el impacto en la aceleración y desaceleración de determinados procesos geomorfológicos en las cuencas de drenaje. Las alteraciones en la dinámica geomorfológica fluvial inducen la búsqueda de nuevos equilibrios hidrológicos y ecológicos en las cuencas. Es conocido cómo los cambios de la cobertura del suelo, con el aumento o disminución de la cobertura vegetal, inducen ajustes geomorfológicos fluviales hacia agradación o degradación de los cauces (Simon y Darby, 2002; Kondolf *et al.*, 2002).

En las áreas montañosas de la región septentrional de la cuenca mediterránea (García-Ruiz y Lana-Renault, 2011), los cambios socioeconómicos, la despoblación, el desarrollo de políticas para la restauración de la cobertura vegetal, el control de la erosión y la prevención de avenidas, provocaron durante las últimas décadas un considerable aumento de la cobertura vegetal (Boix-Fayos *et al.*, 2008; Vadell *et al.*, 2016). Este reverdecimiento (*greening-up*) ha sido observado, de forma generalizada, en la alta y media montaña mediterránea de Europa (García-Ruiz y Lana-Renault, 2011), en Corea del Sur (Sum-Kim *et al.*, 2017), en EEUU (Elliott *et al.*, 2017), así como en otras regiones del planeta (Helldén y Tottrup, 2008; Zhang *et al.*, 2016).

Una cobertura vegetal más densa y extensa juega un papel importante en la respuesta hidrológica, implicando un mayor consumo de agua y el incremento de la evapotranspiración (García-Ruiz *et al.*, 2011; Elliott *et al.*, 2017; Pérez-Cutillas *et al.*, 2018). En este escenario los suelos se muestran más permeables y resistentes a la erosión, afectando a la dinámica sedimentaria e hidrológica a escala de cuenca (Gallart y Llorens, 2004; Piégay *et al.*, 2004; Beguería *et al.*, 2006; Boix-Fayos *et al.*, 2007, 2008). La reducción de la escorrentía superficial reduce la conectividad de las laderas con los cauces, apareciendo depósitos de sedimentos fluviales que se estabilizan y revegetan (Sandercock y Hooke, 2011; Casado *et al.*, 2016), mientras que los cauces activos se estrechan y excavan el lecho fluvial (Simon y Darby, 2002).

Además, la disminución de la actividad hidrológica y sedimentaria en los cauces favorece la estabilización y revegetación de los mismos, lo cual fomenta el secuestro de carbono orgánico (CO), principalmente a través de su enterramiento

en capas, decelerando los procesos de mineralización (Berhe *et al.*, 2012; Doetterl *et al.*, 2012). También se pueden producir nuevas incorporaciones de carbono procedente de la vegetación, o de otros procesos bióticos asociados a la presencia de algas (Boix-Fayos *et al.*, 2015). De este modo, a pesar de que en general los procesos erosivos liberan carbono a la atmósfera durante las fases de arranque y transporte (Lal *et al.*, 2004), examinados a escalas más amplias, son capaces de fomentar el secuestro de carbono en sumideros fluviales (Berhe *et al.*, 2012; Nadeu *et al.*, 2012; Hoffman *et al.*, 2013; Lal *et al.*, 2015; Boix-Fayos *et al.* 2015, 2017). Tanto la magnitud como los procesos relacionados con el secuestro de CO en sedimentos fluviales son en gran parte desconocidos (Hoffman *et al.*, 2013). Entre las incógnitas se encuentra la incertidumbre en las cantidades de CO almacenado en sedimentos por el impacto de las alteraciones en la morfología fluvial, inducida por cambios antrópicos en la cuenca de drenaje.

Los cambios antrópicos en el área de drenaje (cambio del patrón de la cobertura del suelo, obras de ingeniería, reforestaciones) determinan los procesos de erosión dominante y las fuentes de sedimento, y movilizan determinados reservorios (*pools*) de carbono (Nadeu *et al.*, 2011, 2012) (Fig. 1). Al mismo tiempo, estas transformaciones son causantes de cambios en la dinámica sedimentaria. Sus efectos se traducen en la modificación de las morfologías fluviales, pudiendo crear condiciones para la estabilización del CO en los sedimentos por enterramiento (Doetterl *et al.*, 2016), por colonización vegetal, o por el establecimiento de algas (Boix-Fayos *et al.*, 2015), causando un efecto importante en el sumidero de carbono fluvial (Fig. 1).

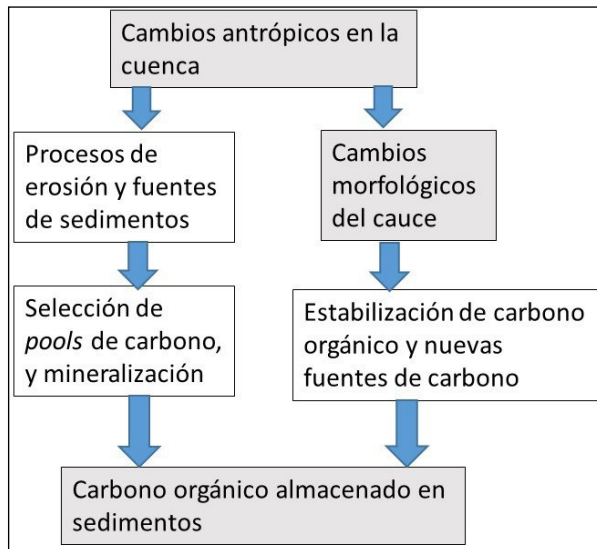


Figura 1. Principales vías de influencia de los cambios antrópicos en cuencas de drenaje sobre el sumidero de carbono en sedimentos fluviales. Las cajas sombreadas en gris constituyen el objeto de estudio de este trabajo.

Este trabajo explora cómo los impactos antrópicos en el área de drenaje de una cuenca muy frágil por sus condiciones litológicas (margas y arcillas) y de clima semiárido, han repercutido en las condiciones morfológicas del cauce y formas geomorfológicas adyacentes durante un periodo de seis décadas. A partir de ahí evaluamos cómo estos cambios morfológicos influyen en el almacenamiento y distribución del CO en los sedimentos fluviales, así como en los suelos de la cuenca de drenaje (Fig. 1).

Se hipotetiza que la ampliación de la cobertura vegetal natural ha supuesto cambios importantes en la morfología del cauce activo. Como consecuencia de ello se produce una variación en las existencias (*stock*) de carbono orgánico (CO) tanto en los suelos de la cuenca como en el sedimento fluvial. Los objetivos de la investigación son: i) analizar los cambios morfológicos en el cauce de una cuenca hidrológica muy frágil como consecuencia de los cambios antrópicos en el área de drenaje en los últimos 60 años; y ii) evaluar el impacto de estos cambios en los reservorios (Mg, *pools*) y existencias (Mg ha<sup>-1</sup>, *stock*) de CO del área de drenaje y en el cauce para entender el impacto de los cambios morfológicos en el sumidero fluvial de carbono.

## 2. Zona de estudio

La cuenca de la rambla de Cárcavo se encuentra en la Región de Murcia, ubicada en el sureste de la Península Ibérica (38°13' N; 1°31' W) (Fig. 2). La extensión de la cuenca abarca 2617 ha, y se caracteriza por un clima semiárido. La precipitación anual media es de 306 mm (Estación Calasparra, presa Alfonso XIII, 1934-2018) y la evapotranspiración de 849 mm (Castillo *et al.*, 2007). Además, se caracteriza por episodios ocasionales de precipitación torrencial (López-Bermúdez y Romero Díaz, 1992; Castillo *et al.*, 2007) y por un régimen fluvial efímero (Sandercock y Hooke, 2011). La cuenca se encuentra rodeada por un sistema montañoso de calizas y dolomías, con afloramientos de arcillas del Keuper, y rellena de margas miocenas (Castillo *et al.*, 2007). Su litología es de una elevadísima erodibilidad y aparecen amplios paisajes con morfologías erosivas. Desde la década de 1970 ha estado sometida a varias fases de reforestación (*Pinus halepensis* Mill.) y fue objeto de trabajos de restauración y corrección hidrológico-forestal (Sandercock y Hooke, 2011). Durante estos trabajos se construyeron al menos 36 diques de retención de sedimentos (*check-dams*) que se encuentran en su mayoría colmatados, y en algunos casos han desaparecido por eventos meteorológicos de elevada intensidad (Castillo *et al.*, 2007). Como medida para el control de avenidas en los años 90 se construyó en el cierre de la cuenca la presa de Cárcavo (Confederación Hidrográfica del Segura).

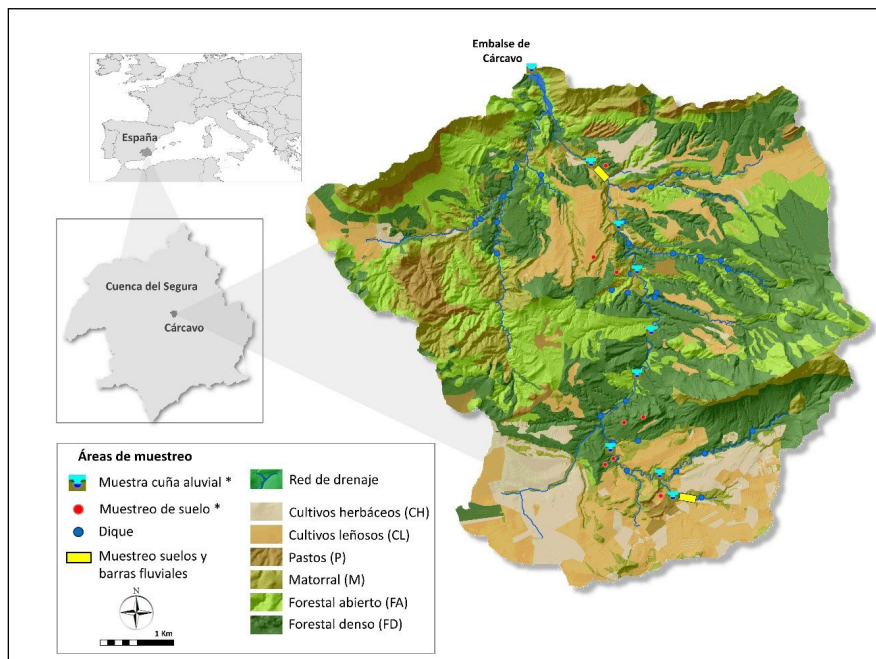


Figura 2. Localización del área de estudio. \* Muestréos publicados en Boix-Fayos et al. (2017).

El área de drenaje de la cuenca ha sido utilizada tradicionalmente para fines agrícolas, principalmente para el cultivo terrazado de cereales y almendros de secano, muchas de las cuales han sido abandonadas (Lesschen *et al.*, 2008) o sustituidas por terrenos nivelados. Por otra parte, la vegetación natural se corresponde a la esperada en esta región mediterránea. Más información sobre las especies de flora que aparecen en la cuenca se pueden encontrar en Sandercock *et al.*, (2007). En estudios previos realizados en algunas subcuencas de la rambla de Cárcavo, se observó cómo desde 1956 a 1997 las superficies definidas por *badlands* disminuyeron entre un 7% y un 41%, pasando de pastos y matorral a suelos reforestados (Boix-Fayos *et al.*, 2017). En este estudio se determinaron tasas medias de producción de sedimentos a la salida de las subcuencas con valores de  $5,98 \pm 7,75 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}$  y pérdidas de carbono orgánico por erosión a escala de subcuenca de  $0,031 \pm 0,03 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}$ . Estos datos coinciden en las tasas de erosión a escala de subcuenca, por encima de  $4,5 \pm 5.5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}$ , con datos recalculados de Castillo *et al.* (2007) en Boix-Fayos *et al.* (2017).

### 3. Datos y métodos

#### 3.1. Análisis de la tendencia pluviométrica

Los cambios en la dinámica y morfología fluvial sugieren cambios en el régimen de pluviosidad. Para el estudio de la variabilidad pluviométrica se solicitaron a la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) los valores de precipitación mensual de las estaciones más

cercanas a la presa del Embalse de Cárcavo, con código 7129 (Calasparra, presa Alfonso XIII) y 7131 (Cieza Los Almadenes). El periodo disponible abarca desde 1933-2016 en la estación 7129, y desde 1965-2016 en la estación 7133. Para analizar la tendencia en las series se utilizó la plantilla-módulo de Microsoft Excel *MAKESENS* (versión 1.0), el cual sistematiza la prueba no paramétrica de Mann-Kendall (MK) para la tendencia y el método no paramétrico de Sen para calcular la magnitud de la tendencia. Más detalles sobre la aplicación *MAKESENS* y el análisis que ejecuta se pueden encontrar en Salmi *et al.* (2002).

### 3.2. Cambios de la cobertura del suelo

El estudio de los cambios de la cobertura del suelo se realizó mediante fotointerpretación de dos imágenes aéreas, vuelo USAF para 1956 (resolución espacial de 1 m) y la Ortofoto del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) para el año 2016 (resolución espacial 0.25-0.5 m; Centro de Información Geográfica Nacional), utilizando de base en este último caso la cartografía vectorial del parcelario *SIGPAC*. Las coberturas delimitadas en esta fase del trabajo se establecen en 4 clases: Agrícola, que comprende los usos de cultivos herbáceos y leñosos; Pastos, Matorral y Forestal, que comprende el bosque abierto y denso. El análisis SIG, empleando *ArcMap v.10.1*, facilitó la identificación y recuento de las diferentes tipologías de uso, cuantificar su relación proporcional respecto a la superficie de la cuenca, y el cálculo del cambio en el periodo de estudio aplicando la siguiente ecuación como tasa de variación (expresada en %):

$$TV = ( Sf - Si ) / Si * 100 \quad (1)$$

donde,

$TV$  = tasa de variación de las clases de cobertura del suelo.

$Sf$  = superficie final en estudio.

$S_i$  = superficie inicial en estudio.

### 3.3. Análisis geomorfológico

El análisis temporal de las transformaciones geomorfológicas del cauce fluvial también empleó *ArcGIS v.10.1*, se digitalizaron las superficies del cauce y de otras formas geomorfológicas adyacentes, con una escala de trabajo de 1:1500. Las formas geomorfológicas adyacentes al cauce identificadas fueron: erosión lateral y erosión en cárcavas, como formas de erosión; y abanicos y llanuras aluviales, como formas sedimentarias (Fig. 3). El análisis no empleó un Modelo 3D para la digitalización, por lo que la extensión de las formas se corresponde a la observada en plano. Para cuantificar el cambio morfométrico del cauce y las formas geomorfológicas se aplicó la tasa de variación de igual forma que se hizo para la cobertura del suelo (Ec. 1), y además para cuantificar el cambio de número de formas identificadas. Como apoyo a la delimitación de estas formas, se empleó un modelo digital de elevaciones de alta resolución generado a partir de datos LiDAR (*laz*) (Centro de Información Geográfica Nacional), con una densidad espacial de 0,5 puntos  $m^2$  interpolados a una resolución de 1 m/píxel, mediante el paquete para *ArcGIS* de *LAStools*. Por último, para establecer un procedimiento de análisis comparativo, se establecieron tres tramos, dividiendo el cauce en la dirección de flujo, y denominados como tramo superior, intermedio e inferior (Fig. 4).

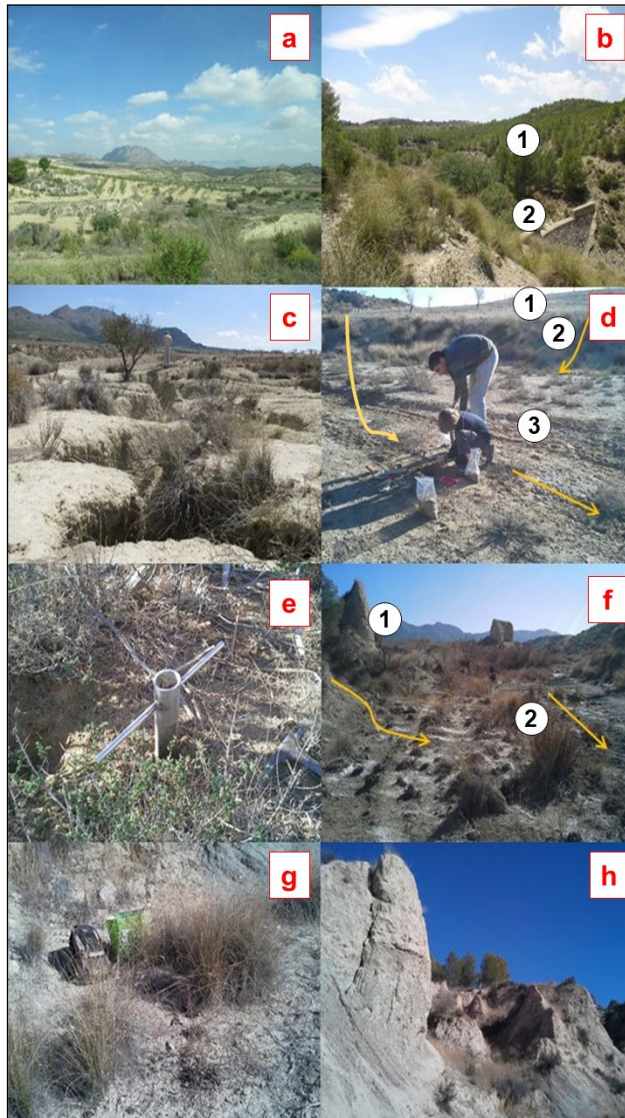


Figura 3. a) Vista general de la cuenca del Cárcavo desde el paraje conocido como Los Llanos del Cajitán (sector de cabecera meridional); b) Subcuenca con trabajos de corrección hidrológico forestal: 1) Laderas reforestadas, 2) Dique de retención de sedimentos (check-dam); c) Antiguos cultivos de almendro sobre margas disectadas por abarrancamientos (gullies); d) Muestreo en barras fluviales (d, 3) en la parte alta de la cuenca dónde el cauce se encuentra agradado por la retención de sedimentos tras un dique. Obsérvese la elevada conectividad ladera-cauce a través del talud cóncavo (2) entre los campos de almendros en las laderas adyacentes (que han sido nivelados y eliminadas las antiguas terrazas de cultivo, 1); e) Detalle de muestreo no alterado en barra vegetada; f) Ensanchamiento del cauce por procesos de erosión lateral (1) en la parte baja de la cuenca con barras sedimentarias de distinta cobertura vegetal (2); g) Detalle de zona de muestreo en barra vegetada; h) Muestreo en bosque reforestado en la terraza sobre el margen con erosión lateral.



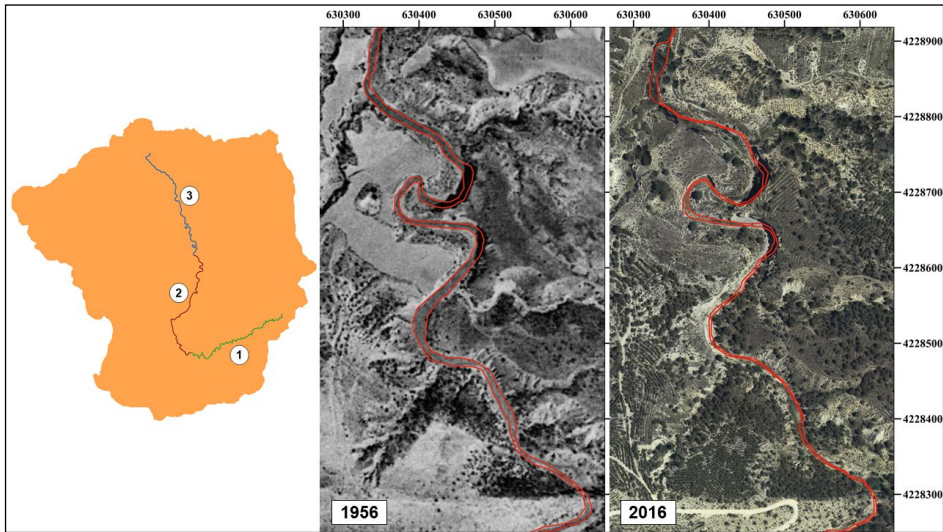


Figura 4. A la derecha, la cuenca de Cárcavo y los tramos del cauce en estudio, siendo en dirección de flujo superior (1), intermedio (2) e inferior (3). A la izquierda y centro, un tramo como ejemplo de la tarea de fotointerpretación desarrollada en 1956 y 2016. Asimismo, se observan las diferencias en la cobertura del suelo en numerosas áreas de la región en detalle.

#### 3.4. Análisis de la estabilización de los sedimentos fluviales

La cartografía de la cobertura de los sedimentos fluviales se desarrolló en ArcGIS v.10.1 con la misma metodología que la digitalización fluvial y geomorfológica, distinguiendo tres categorías de fotointerpretación: barras fluviales sin vegetación o con vegetación escasa, con aproximadamente  $\leq 30\%$  de cobertura vegetal (BFVE), vegetación media con 30-70% de cobertura vegetal (BFVM), y vegetación densa, con aproximadamente  $\geq 70\%$  de cobertura vegetal (BFVD). Esta cartografía se realizó para los años 1956 y 2016 considerando como espacio de cambio el cauce activo observado en la primera fecha. Para cuantificar los cambios (Ecuación 1) entre las dos etapas del estudio se empleó la metodología de trabajo utilizada en el análisis geomorfológico.

#### 3.5. Estimación del carbono orgánico almacenado en los suelos y sedimentos

Los datos del contenido total de carbono orgánico (CO) utilizados en este trabajo proceden de muestreos realizados en los distintos usos del suelo y sedimentos fluviales en la cuenca de Cárcavo publicados en trabajos anteriores (Boix-Fayos *et al.*, 2017). Para este estudio se realizó un nuevo muestreo de sedimentos en enero de 2018, obteniéndose 6 muestras adicionales en el cauce, en barras y cuñas sedimentarias con distinta cobertura vegetal, y 5 muestras más en suelos agrícolas y suelos con vegetación de bosque y matorral. En cada punto de muestreo se tomaron dos muestras alteradas

para el análisis físico-químico y dos muestras inalteradas con anillos de 100 cm<sup>3</sup> para el cálculo de la densidad aparente (0-5 y 5-10 cm de profundidad en ambos casos). Las muestras de suelo alteradas fueron secadas al aire, se tamizaron a 2 mm y se molieron para las determinaciones analíticas. Por su parte, las muestras de suelo inalteradas se secaron a 105°C, durante 24 horas, para la determinación de la densidad aparente, y el contenido de CO se determinó por combustión seca en un analizador elemental (FLASH EA 1112 SERIES Thermo). Estos datos, junto con la cuantificación morfológica de las barras de sedimentos en el cauce y las formas geomorfológicas adyacentes se combinaron para estimar el reservorio de CO en los años 1956 y 2016 (Ecuaciones 2 y 3). Para la estimación del reservorio de CO en los diferentes puntos de muestreo se agregaron los datos a una profundidad de 10 cm, tal y como se ha utilizado en otros estudios de erosión-sedimentación de CO a escalas de cuenca y regionales (Chappell *et al.*, 2014; Nadeu *et al.*, 2014).

Por otro lado, el reservorio de CO en la cuenca se estimó en dos categorías de cobertura del suelo, en las áreas agrícolas y en las áreas con vegetación natural (pastos, matorral y bosque); y en el cauce y formas adyacentes se estimó en el sedimento fluvial, en las formas adyacentes (Tabla 1). Los cálculos llevados a cabo para la estimación del reservorio de CO (Ecuación 2, 3 y 4) están basados en la aproximación de Boix-Fayos *et al.* (2009) y Muñoz-Rojas *et al.* (2012):

*Tabla 1. Valores estimados de CO en porcentaje y de densidad aparente (DA) empleados en el cálculo del stock de carbono en los diferentes ámbitos de muestreo. n\*: el muestreo para abanicos y llanuras aluviales considera el promedio de las muestras en las tres tipologías de barras fluviales.*

Ámbito de muestreo	n	CO %	$\sigma$	DA g cm-3	$\sigma$
Agrícola	7	0,39	$\pm 0,16$	1,39	$\pm 0,38$
Vegetación natural	11	1,27	$\pm 0,79$	1,13	$\pm 0,16$
Barra fluvial no vegetada	4	0,27	$\pm 0,03$	1,44	$\pm 0,14$
Barra fluvial medio vegetada	6	0,42	$\pm 0,09$	1,18	$\pm 0,23$
Barra fluvial vegetada densa	6	0,64	$\pm 0,26$	1,33	$\pm 0,48$
Abanicos aluviales	*	0,41	$\pm 0,28$	1,35	$\pm 0,24$
Llanuras aluviales	*	0,46	$\pm 0,2$	1,33	$\pm 0,31$
Erosión lateral	2	0,46	$\pm 0,2$	1,33	$\pm 0,31$

$$CO_{existencias} = Da * CO_i * P \quad (2)$$

donde,

$CO_{existencias}$  = existencias (stock) de carbono orgánico (Mg CO ha<sup>-1</sup>).

Da = densidad aparente (g cm<sup>-3</sup>).

$CO_i$  = contenido de carbono orgánico (%).

P = la profundidad de muestreo (cm).

$$CO_{\text{reservorio}_i} = (CO_{\text{existencias}} * X_i) \quad (3)$$

donde,

$CO_{\text{reservorio}_i}$  = reservorio de CO (Mg CO).

i = uso de suelo específico.

$X_i$  = área de un determinado uso de suelo o depósito sedimentario (ha).

$$CO_{\text{reservorio}_\text{total}} = \Sigma (CO_{\text{existencias}} * X_i) \quad (4)$$

donde,

$CO_{\text{reservorio}_\text{total}}$  = sumatorio del producto del  $CO_{\text{existencias}}$  por la superficie de todos los ámbitos de estudio, en los sedimentos fluviales o en los suelos de la cuenca (Mg CO).

La ecuación 2 calcula las existencias (*stock*) de CO. La ecuación 3 relaciona las existencias de CO con la superficie en estudio para cuantificar el reservorio de CO en cada uso de suelo o depósito sedimentario. La ecuación 4 estima el reservorio total de CO en suelos y sedimentos respectivamente. El estudio de los cambios proporcionales de los diferentes reservorios y existencias de CO utilizó la Tasa de Variación (Ecuación 1).

## 4. Resultados

### 4.1. Tendencia en las precipitaciones

La serie de datos de precipitación de las estaciones AEMET 7129 y 7133 no muestran tendencia significativa en los acumulados anuales a lo largo de todo el periodo disponible (Tabla 2). Mientras, el análisis de dos periodos, 1951-1980 y 1981-2010, en la serie con mayor número de datos (Estación 7129) arroja una tendencia positiva significativa en el periodo 1981-2010. Asimismo, el análisis estacional en el periodo 1951-1980 arroja tendencias positivas ligeramente significativas en invierno y verano; mientras que en el periodo 1981-2010 la primavera muestra tendencia positiva significativa, y el invierno, de forma más moderada. Por último, la prueba MK no mostró tendencias significativas para la precipitación máxima (mensual) a escala anual. En la mayoría de casos de estudio, el Test Z mostró tendencias positivas (Tabla 2).

Tabla 2. Resultados de la prueba de Mann-Kendall (MK) y el método de Sen para las series de precipitación en las estaciones 7129 y 7133 (AEMET). En algunos casos, la tendencia es significativa, apareciendo dos niveles diferentes: (\*)  $\alpha = 0,05$  y (+)  $\alpha = 0,1$ .

EE Precipitación			Prueba MK			Método de Sen	
COD	Periodo	Datos	n	Test Z	Sig.	Qi	Bi
7129	1933-2016	Anual	84	-0.19		-0.14	311.92
7133	1965-2016	Anual	51	0.85		0.84	265.96
7129	1951-1980	Anual	30	1.25		2.77	182.2
7129	1981-2010	Anual	30	1.96	*	3.6	90.8
7129	1933-2016	Anual (máx. mensual)	84	-0.95		-0.16	93.27
7133	1965-2016	Anual (máx. mensual)	51	0.34		0.13	69.89
7129	1951-1980	Invierno	30	1.84	+	1.16	14.12
7129	1951-1980	Primavera	30	1.14		1.57	33.29
7129	1951-1980	Verano	30	1.86	+	1.06	-10.47
7129	1951-1980	Otoño	30	-0.87		-0.94	93.37
7129	1981-2010	Invierno	30	1.75	+	1.57	-31.25
7129	1981-2010	Primavera	30	2.28	*	1.93	-39.04
7129	1981-2010	Verano	30	-0.48		-0.12	29.92
7129	1981-2010	Otoño	30	-0.04		-0.04	95.42

#### 4.2. Cambios en los usos del suelo del área de drenaje

Los usos del suelo en la cuenca de Cárcavo fueron desde una cobertura mayoritariamente agraria hacia un predominio del uso forestal durante 1956-2016 (Figs. 5 y 6). El uso agrario, que comprende cultivos herbáceos (cereales) y cultivos leñosos (cítricos, almendros, p.e.) pasó de ocupar el 37% del suelo de la cuenca en 1956 al 20% en 2016. Esto significó una reducción del 46% en el periodo. En cuanto a la vegetación natural, que comprende a las extensiones de matorral, pastos y bosque, tuvo un cambio considerable hacia la predominancia del uso forestal. El matorral y el pasto ocupaban el 15% y 16% de la superficie en 2016, mientras que en 1956 lo hacían en el 24% y 25%. Esto supone un cambio del -35% y -36% respectivamente. Asimismo, el uso forestal, el cual reúne extensiones de cobertura densa y parcial, pasó del 14% al 49%, lo que supone un cambio del 245%, siendo el único uso que incrementa su extensión en el estudio.

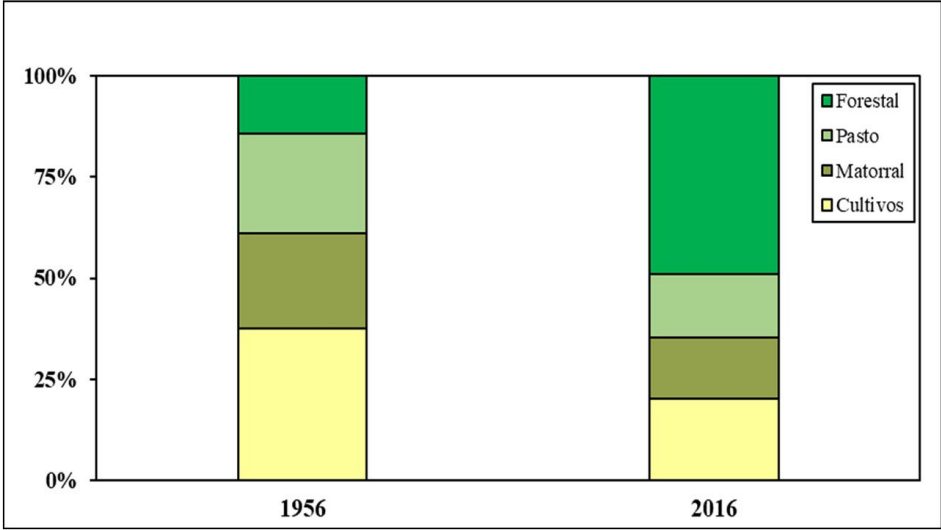


Figura 5. Distribución proporcional de los usos del suelo en la cuenca de Cárcavo en 1956 y 2016.

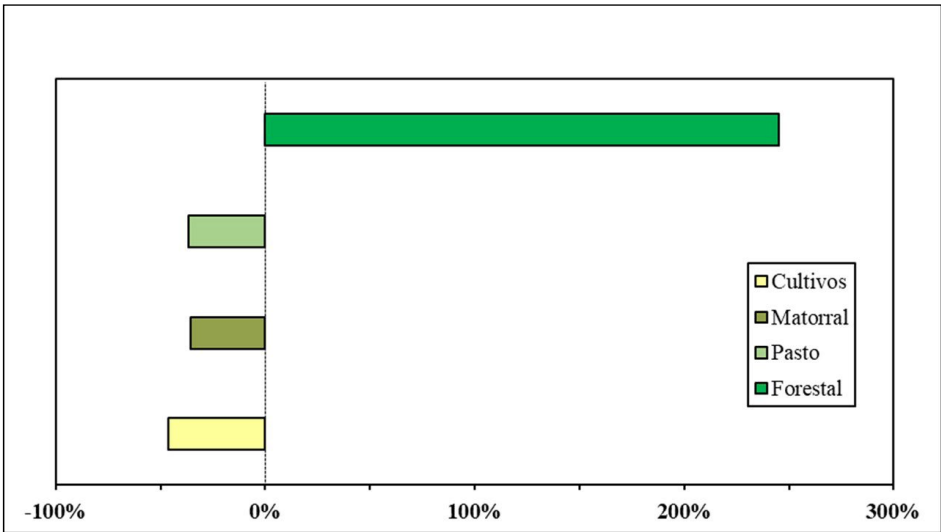


Figura 6. Cambios observados en la cobertura del suelo durante 1956-2016.

#### 4.3. Cambios de la dinámica y morfología fluvial

La superficie del cauce se redujo un 52% (37.816 m<sup>2</sup>) de acuerdo con la disminución observada en todos los tramos de estudio, siendo el tramo inferior (tramo 3) el

que mayor cambio experimentó (62%) (Tabla 3). La longitud apenas varió, observándose una reducción del 0,3%, y produciéndose de nuevo el mayor cambio en el tramo inferior (3) con una reducción de la longitud total del tramo en 133 m. La anchura del cauce también sufrió un cambio importante, con la pérdida de 3,6 m de media, dándose de nuevo los mayores cambios en el tramo inferior, con una reducción de 6 m pasando de 9,9 m a 3,9 m.

*Tabla 3. Cambios de la superficie, longitud y anchura media del cauce en los tres tramos de estudio y completo. La variación se expresa en la unidad de medida y en porcentaje mediante la tasa de variación.*

Ámbito	1956	2016	Variación	
	Superficie		m <sup>2</sup>	%
Tramo 1	17 678	8271	-9407	-53
Tramo 2	20 763	13 551	-7212	-35
Tramo 3	34 278	13 081	-21 197	-62
Cauce	72 719	34 903	-37 816	-52
	Longitud		m	%
Tramo 1	3459	3509	50	1
Tramo 2	3459	3508	49	1
Tramo 3	3459	3326	-133	-4
Cauce	10 377	10 343	-34	-0.3
	Anchura media		m	%
Tramo 1	5,1	2,4	-2,7	-54
Tramo 2	6	3,9	-2,1	-36
Tramo 3	9,9	3,9	-6	-60
Cauce	7	3,4	-3,6	-52

En cuanto a los cambios en las formas geomorfológicas adyacentes al cauce, el mayor cambio proporcional de superficie se observó en la erosión lateral (BE) con un aumento del 77%, relacionado con la incisión del cauce y la activación de procesos de BE en los márgenes; y del 37% en las llanuras aluviales (AP) de acuerdo a la disminución de la anchura del cauce y el surgimiento de nuevas AP (Tabla 4). En cuanto al número de formas identificadas, el mayor incremento también se observó en las AP con el 42% y la BE con el 41%. Todas las formas geomorfológicas aumentaron en superficie, y en número de formas, a excepción de los abanicos aluviales (AF) que pese a que se ampliaron en superficie no aumentaron en número de forma, de acuerdo a la complejidad de génesis de este tipo de procesos (Fig. 7). El tramo más activo fue el inferior (3) con aumentos de la superficie de los AF del 53%, de las AP del 57%, y en la BE del 130%. En cuanto al cambio en el número de formas geomorfológicas destaca en el tramo superior (1) las AP con el 82% y la BE con el 54%; y en el tramo intermedio (2) la BE con el 68% de cambio.

Tabla 4. Cambios de superficie y número de formas identificadas para: abanico aluvial (AF), llanuras aluviales (AP), erosión lateral (BE) y erosión en cárcava (GE). La variación se expresa en la unidad de medida y en porcentaje mediante la tasa de variación.

Ámbito	Superficie				Formas			
	Área (m <sup>2</sup> )		Variación		Longitud (m)		Variación	
Tramo 1	1956	2016	m <sup>2</sup>	%	1956	2016	n	%
AF	1500	2634	1134	76	14	14	0	-
AP	6975	7432	457	7	38	69	31	82
BE	615	667	52	8	59	91	32	54
GE	7110	8532	1422	20	53	57	4	8
<b>Tramo 2</b>								
AF	13 594	15 626	2032	15	23	23	0	-
AP	41 798	53 901	12 103	29	36	49	13	36
BE	1108	1352	244	22	38	64	26	68
GE	10 982	11 526	544	5	41	46	5	12
<b>Tramo 3</b>								
AF	6553	10 033	3480	53	19	19	0	-
AP	28 855	45 225	16 370	57	36	38	2	6
BE	1911	4403	2492	130	51	54	3	6
GE	20 351	22 771	2420	12	55	62	7	13
<b>Cauce</b>								
AF	21 647	28 293	6646	31	56	56	0	-
AP	77 628	106 558	28 930	37	110	156	46	42
BE	3634	6422	2788	77	148	209	61	41
GE	38 443	42 829	4386	11	149	165	16	11

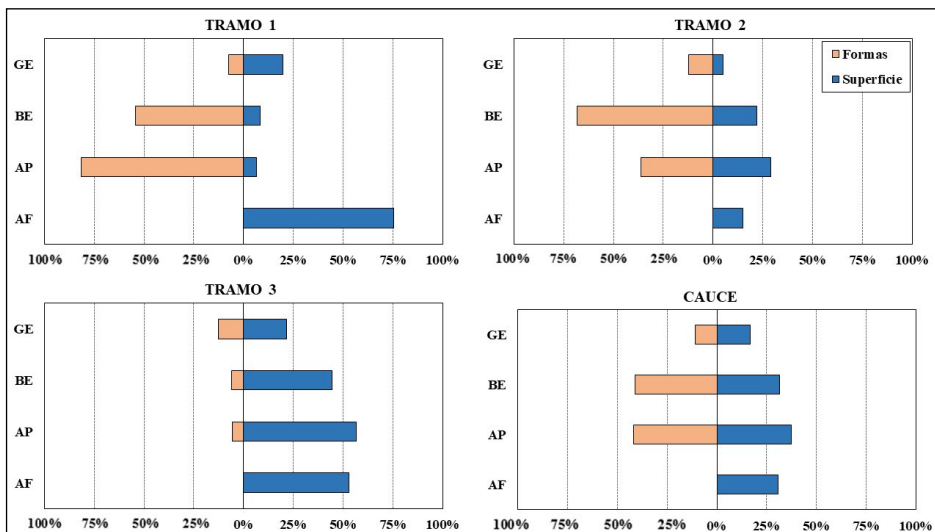


Figura 7. Cambios de la superficie y formas identificadas para las formas geomorfológicas: abanicos aluviales (AF), llanuras aluviales (AP), erosión lateral (BE) y erosión cárcava (GE).

#### 4.4. Evolución de la cobertura vegetal en las barras fluviales

Las barras fluviales evolucionaron notablemente entre 1956-2016. A lo largo del cauce se observó un incremento notable de la densidad vegetal, de acuerdo a la reducción del cauce activo y la estabilización del sedimento fluvial (Fig. 8). Las barras fluviales con cobertura vegetal densa (BFVD) aumentaron el 16% mientras que el resto de tipologías, las barras fluviales con cobertura vegetal media (BFVM) y con cobertura vegetal escasa (BFVE) descendieron proporcionalmente el 17% y 33% respectivamente (Tabla 5). El mayor proceso de revegetación se observó en el tramo superior (1), con un incremento del 93% de las BFVM y del 69% de las BFVD. En cambio, en el tramo intermedio (2) ambas tipologías se redujeron el 68% y 9% respectivamente, mientras que en el tramo inferior (3) solo aumentó la superficie de las BFVD el 13%.

*Tabla 5. Cambios de la superficie y número de formas para tres categorías de barra fluvial: sin vegetación o vegetación escasa (BFVE), con cobertura vegetal media (BFVM) y con cobertura vegetal densa (BFVD). La variación se expresa en la unidad de medida y en porcentaje mediante la tasa de variación.*

Ámbito	Superficie				Formaciones			
	Área (m <sup>2</sup> )		Variación		Longitud (m)		Variación	
Tramo 1	1956	2016	m2	%	1956	2016	n	%
BFVE	11 778	7071	-4707	-40	37	55	18	49
BFVM	2378	4593	2215	93	105	69	-36	-34
BFVD	3520	5935	2415	69	61	97	36	59
<b>Tramo 2</b>								
BFVE	4285	6177	1892	44	26	33	7	27
BFVM	10 664	3452	-7212	-68	23	36	13	57
BFVD	5816	5297	-519	-9	18	56	38	211
<b>Tramo 3</b>								
BFVE	8114	6923	-1191	-15	18	25	7	39
BFVM	6795	5297	-1498	-22	15	27	12	80
BFVD	19 371	21 939	2568	13	10	42	32	320
<b>Cauce</b>								
BFVE	24 177	20 171	-4006	-17	81	113	32	40
BFVM	19 837	13 342	-6495	-33	143	132	-11	-8
BFVD	28 707	33 171	4464	16	89	195	106	119



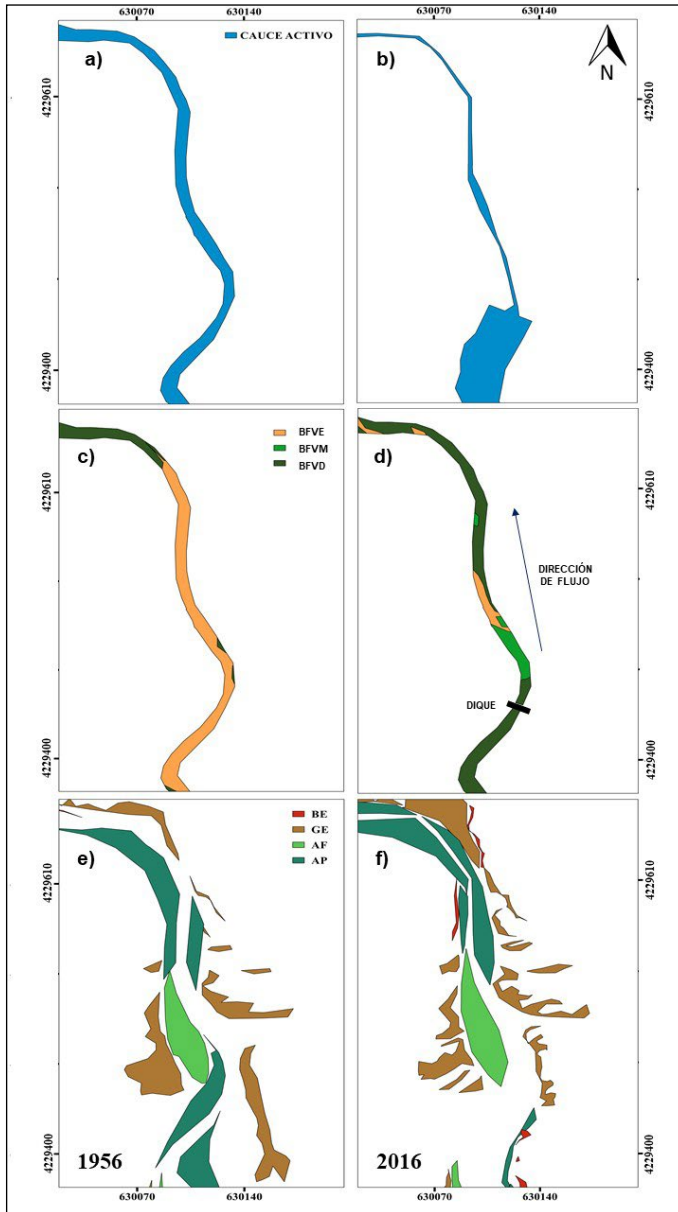


Figura 8. Síntesis de todos los procesos estudiados en esta investigación en un tramo del cauce de la cuenca de Cárcavo en el tramo inferior (3): a y b muestran el cambio del cauce activo; c y d muestran las clases de cobertura vegetal en el sedimento fluvial de la superficie del cauce activo de 1956 hasta 2016; e y f muestran los cambios observados en las formas geomorfológicas (FG). Leyenda: barras fluviales con vegetación escasa (BFVE), barras fluviales con vegetación media (BFVM) y barras fluviales con vegetación densa (BFVD), abanicos aluviales (AF), llanuras aluviales (AP), erosión lateral (BE) y erosión en cárcavas (GE)

#### 4.5. Cambios en las existencias de CO

Las existencias de CO a 10 cm de profundidad aumentaron un 10% en los suelos de la cuenca, debido principalmente al incremento de las superficies de cobertura vegetal natural que al extenderse propiciaron un aumento de las existencias del 19%, mientras se perdía el 33% de las mismas en los suelos agrícolas, al ver reducida su extensión (Tabla 6). En el cauce y las formas geomorfológicas adyacentes se produjo un aumento medio de las existencias de CO de un 12% relacionado con el reverdecimiento de las barras fluviales y con la estabilización-ampliación de las llanuras y abanicos aluviales.

Tabla 6. Cambios de los reservorios de CO en los diferentes ámbitos de muestreo en suelos y sedimentos. Variación en Mg y% según la tasa de variación.

Ámbito	1956	2016	Mg	%
Agrario	5877	3950	-1927	-33
Vegetación natural	27 486	32 779	5293	19
Barras fluviales	43	50	7	17
Formas geomorfológicas	65	71	6	9
Cuenca de drenaje	33 364	36 729	3365	10
Cauce + Formas geomorfológicas	108	121	13	12

Por otra parte, la razón entre las existencias de CO sedimentos/suelo indica que los sedimentos contienen más de un 80% del CO de los suelos (Tabla 7). Los sedimentos contienen de media mayor CO que los suelos agrícolas (0,44% *versus* 0,39%) de la cuenca. Así la razón sedimentos/suelo de las existencias de CO fue mayor en 1956, con más extensión de suelo agrícola que en 2016.

Tabla 7. Cambios en el reservorio y las existencias (stock) de CO en los suelos de la cuenca y sedimentos fluviales.

<b>Sedimento Fluvial (Barras fluviales y FG)</b>			
	1956	2016	TV (%)
<b>Superficie (ha)</b>	10.9	11.9	9
<b>Reservorio total de CO (Mg)</b>	108.2	121.5	12
<b>Existencias (stock) de CO (Mg ha-1)</b>	989	1016.9	3
<b>Suelos de la Cuenca (Usos)</b>			
	1956	2016	TV (%)
<b>Superficie (ha)</b>	2617	2617	-
<b>Reservorio total de CO (Mg)</b>	33 364	36 729	10
<b>Existencias (stock) de CO (Mg ha-1)</b>	1146	1262	10
<b>Ratio reservorio CO (Sedimentos/Suelos)</b>			
	1956	2016	TV (%)
<b>Ratio de reservorio de CO sedimentos/suelo</b>	$324 \cdot 10^{-5}$	$331 \cdot 10^{-5}$	2
<b>Ratio de existencias de CO sedimentos/suelo</b>	0.86	0.80	-7

## 5. Discusión

### 5.1. Alteración de la dinámica fluvial inducida por la cobertura vegetal en la cuenca

La tendencia pluviométrica en la cuenca muestra un ligero cambio positivo en la precipitación media anual en el período 1981-2010 que junto a los cambios de uso de suelo con importantes alteraciones de la cobertura vegetal en el área de drenaje condicionaron los cambios en la morfología fluvial de Cárcavo. Especialmente notable fue el desarrollo de la cobertura forestal con un cambio del 245% pasando a ocupar el 49% de la superficie de la cuenca. Esta tendencia hacia una mayor extensión del bosque, y como respuesta, los cambios en las morfologías fluviales, sigue el patrón descrito en cuencas pirenaicas (Beguiría *et al.*, 2006), en otras áreas más húmedas del SE español (Boix-Fayos *et al.*, 2007; Quiñonero-Rubio *et al.*, 2016; Pérez-Cutillas *et al.*, 2018), en otras cuencas europeas (Keestra *et al.*, 2005, Beck *et al.*, 2009) y responde al proceso de reverdecimiento de los sistemas montañosos del Mediterráneo Norte, como respuesta a políticas de restauración y cambios socioeconómicos (García-Ruiz *et al.*, 2011). Aunque la recuperación de la cobertura vegetal en Cárcavo es menor que en otras áreas de mayor precipitación y litologías menos erosionables de la Región de Murcia (Pérez-Cutillas *et al.*, 2018).

Al mismo tiempo, el desarrollo de una densa red de diques de retención de sedimentos a lo largo del cauce y en numerosas subcuencas vertientes (Castillo *et al.*, 2007), tuvo un papel muy importante en la incisión y estrechamiento del cauce activo (Boix-Fayos *et al.*, 2017). En todos los casos los diques generaron una cuña sedimentaria aguas arriba de los mismos con elevada retención de sedimento fino y agua, siendo colonizadas preferentemente por la vegetación. Este patrón está ampliamente descrito en trabajos anteriores (Boix-Fayos *et al.*, 2015; Sandercock y Hooke, 2011).

Asimismo, se observó que la localización de los diques tiene una repercusión importante en la morfología fluvial, determinando los procesos de erosión y transporte (Quiñonero-Rubio *et al.*, 2016). La extensión de la cobertura vegetal y los diques disminuyeron la conectividad ladera-cauce e interna en el cauce, descrita previamente para la zona por Sandercock y Hooke (2011) y para otras cuencas cercanas por Quiñonero-Rubio *et al.* (2013, 2016). De acuerdo con los resultados expuestos en los trabajos anteriores, la reducción de la superficie del cauce activo se cuantificó en torno al 52% (Figura 8).

En cuanto a las formas geomorfológicas adyacentes al cauce, aumentaron de manera muy destacada los procesos de erosión lateral (77%), de forma más amplia en el tramo inferior (130%). Sandercock y Hooke (2011), en un trabajo realizado en la misma cuenca coinciden en la descripción con importantes aportes de sedimentos provenientes de los márgenes laterales y del propio cauce. Asimismo, aumentó la llanura aluvial interna y la superficie de los abanicos en todos los tramos (Figura 8).

Por otro lado, el cauce de Cárcavo, a pesar de encontrarse en una zona semiárida, presentó una cobertura vegetal bastante elevada tanto en 1956 como en 2016. Estas observaciones coinciden con las realizadas por Sandercock y Hooke (2011) los cuales

elaboraron una cartografía morfológica de campo en el mismo cauce, encontrando un efecto de retroalimentación positiva de la vegetación establecida. Este proceso se dio especialmente en herbáceas como *Lygeum spartum*, con una elevadísima resistencia a la erosión y capaz de actuar como una auténtica trampa sedimentaria, facilitando la retención de humedad y permitiendo a la vegetación estabilizarse en estas condiciones de aridez y eventos hidrológicos ocasionales.

## 5.2. Evolución del sumidero sedimentario de carbono en el cauce

El reservorio total de CO en el sedimento fluvial de Cárcavo aumentó un 12% en el período estudiado por la extensión de las barras fluviales vegetadas en el cauce y las formas geomorfológicas sedimentarias. Las existencias (*stock*) de CO medias del cauce son relativamente elevadas (1016 g CO m<sup>-2</sup>) comparadas con otras cuencas mediterráneas más húmedas y probablemente más activas geomorfológicamente (Halifa-Marín *et al.*, 2019).

El aumento de este reservorio total de CO en sedimentos pone de manifiesto como los cambios de la cobertura del suelo en las cuencas de drenaje no afectan sólo a las existencias de carbono en los suelos, también afectan al CO almacenado en los sedimentos del cauce. Por un lado, el patrón de la cobertura del suelo de la cuenca determina la conectividad hidrológica y sedimentaria dentro de las laderas, así como entre ellas y el cauce, y también determina las fuentes de sedimento activas (Nadeu *et al.*, 2012, 2015).

Las distintas fuentes de sedimentos (suelos forestales, agrícolas, márgenes laterales, el propio cauce, etc.) proveen distintos *reservorios* de CO y los procesos erosivos se encargan de seleccionarlo durante las fases de arranque, transporte y sedimentación (Boix-Fayos *et al.*, 2015; Doetterl *et al.*, 2016, Martínez-Mena *et al.*, 2018) (Fig. 1). Además, la dinámica sedimentaria fluvial, la frecuencia de los eventos y magnitud del caudal y la carga sedimentaria, condicionan las formas fluviales en el cauce y las fases de estabilidad, de agradación o de incisión. En estas fases la vegetación puede o no establecerse, determinando el enterramiento, mineralización o entrada de nuevo carbono (autóctono o alóctono) a los sedimentos (Martínez-Mena *et al.*, 2018).

El CO en los suelos de la cuenca también se incrementó un 10%, siendo llamativa la razón tan elevada de las existencias sedimentos/suelo (>0.8) tanto en 1956 como en 2016, mucho más elevada que en otras cuencas de la Región de Murcia con clima más húmedo, donde se sitúa entre 0.2-0.5 (Boix-Fayos *et al.*, 2009; Halifa-Marín *et al.*, en prensa). Esto último se explica por el bajo contenido medio de CO de los suelos de la cuenca (1201 g CO m<sup>-2</sup> en 2016), en comparación con otras cuencas con climatología más húmeda, teniendo gran parte de las formas del cauce más concentración de CO debido a su buena cobertura de vegetación, con unas existencias de CO mayor que en los suelos agrícolas.

A pesar del relativamente elevado reservorio, el aumento de las existencias CO por m<sup>2</sup> en los sedimentos del cauce no es muy elevado, un 3%, lo que en parte se debe a que la vegetación ya se encontraba bien establecida hace décadas y partía de unas relativamente elevadas existencias de CO (950 gm<sup>2</sup> en 1956). Sorprende la gran

capacidad de almacenamiento de CO de los sedimentos en estos cauces efímeros, que sugieren su elevado potencial para proveer servicios ecosistémicos relacionados con el secuestro de carbono, aumento de la biodiversidad, valor paisajístico, etc. (Egoh *et al.*, 2012). Según Devesa-Rey y Barral (2012), esto hace más visible el importante papel de la materia orgánica fluvial como proveedora de nutrientes y sumidero de contaminantes, y argumentan que los contaminantes retenidos en los sedimentos de los cauces se encuentran asociados a materia orgánica fluvial.

## 6. Conclusiones

El reverdecimiento en el área de drenaje, debido principalmente a reforestaciones, y pérdida de un 33% de superficie agrícola, y una ligera tendencia positiva en la precipitación media anual a partir de 1981, dieron lugar a cambios morfológicos en el cauce semiárido estudiado: estrechamiento, aumento de la erosión lateral, y la estabilización de sedimentos fluviales por diques y por el aumento de la vegetación en el cauce. Estos cambios morfológicos ocasionaron el aumento del sumidero de carbono orgánico (CO) en el cauce (12%), paralelo e incluso superior al aumento de CO en los suelos de la cuenca (10%).

Las condiciones de semiaridez de la cuenca, suelos degradados y erodibles, ralentizaron el incremento del sumidero de carbono en los suelos. Por el contrario, los sedimentos del cauce, la vegetación resiliente y sus condiciones como trampa sedimentaria, facilitaron su papel como sumideros de carbono, con existencias (*stock*) de CO cercanas a las de los suelos (razón existencias CO sedimentos/suelos >0,8) y muy superiores a otras cuencas cercanas más húmedas. Todo ello nos indica la gran capacidad de secuestro de carbono de los sedimentos del cauce en cuencas con escasa pluviosidad. Probablemente por enterramiento, estabilización del carbono alóctono (proveniente de procesos de erosión) y por incorporación de carbono autóctono (establecimiento de la vegetación). Los *reservorios* de carbono necesitarían una mayor investigación para poder determinar su origen y mecanismos de estabilización. El hecho de reconocer el potencial de estos cauces como proveedores de importantes servicios ecosistémicos, muchos de ellos relacionados con su potencial de secuestro de carbono (regulación del clima, fuentes de nutrientes, aumento de la biodiversidad, recreación, etc.) puede apoyar su protección y la gestión adecuada de los sedimentos en los mismos, poniendo en valor estos ecosistemas fluviales.

## Agradecimientos

Queremos dedicar este trabajo al Profesor de Investigación del CSIC Juan Puigdefábregas, recientemente fallecido, que tanto nos inspiró y nos enseñó sobre medios áridos, su gran valor ecológico y sobre la interacción entre el ser humano y la Ecología. Nuestra mirada sobre los medios áridos es mucho más amplia y rica gracias a él. Su recuerdo y su legado permanece.

Este estudio ha recibido apoyo financiero del proyecto DISECO (CGL2014-55405-R) del Plan Nacional de Ciencia del Ministerio de Economía y Competitividad

de España. CBF recibió apoyo del programa Jiménez de la Espada 2017 y del proyecto DECADE (20917/pl/18) (Fundación Séneca, Agencia de Ciencia y Tecnología de la Región de Murcia). MAB fue financiada por un contrato Juan de la Cierva-Incorporación (Ref: IJCI-2015-23500).

## Referencias

- Beck, H., Salvini, G., Schellekens, J., Brujinzeel, S., de Jeu, R. 2009. Hydrological impacts of land cover change in the Dragonja catchment (Slovenia). *SPIE7472*, 205, 01-07. <https://doi.org/10.1117/12.830533>.
- Beguiría, S., López-Moreno, J., Gómez-Villar, A., Rubio, v: Lana-Renault, N., García-Ruiz, J. 2006. Fluvial adjustments to soil erosion and plant cover changes in the Central Spanish Pyrenees. *Geografiska Annaler* 88 A (3), 177-186. <https://doi.org/10.1111/j.1468-0459.2006.00293.x>.
- Berhe, A.A., Harden, J.W., Torn, M.S., Kleber, M., Burton, S.D., Harte, J. 2012. Persistence of soil organic matter in eroding versus depositional landform positions. *Journal of Geophysical Research Biogeosciences* 117, 1-16. <https://doi.org/10.1029/2011JG001790>.
- Boix-Fayos, C., Barbera, G.G., López-Bermúdez, F., Castillo, V.M. 2007. Effects of check dams, reforestation and land-use changes on river channel morphology: Case study of the Rogativa catchment (Murcia, Spain). *Geomorphology* 91 (1-2), 103-123. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2007.02.003>.
- Boix-Fayos, C., de Vente, J., Martínez-Mena, M., Barberá, G.G., Castillo, V. 2008. The impact of land-use changes and check-dams on catchment sediment yield. *Hydrological Processes* 22 (25), 4922-4935. <https://doi.org/10.1002/hyp.7115>.
- Boix-Fayos, C., de Vente, J., Albaladejo, J., Martínez-Mena, M. 2009. Soil carbon erosion and stock as affected by land use changes at the catchment scale in Mediterranean ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133, 75-85. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.05.013>.
- Boix-Fayos, C., Nadeu, E., Quiñonero, J.M., Martínez-Mena, M., Almagro, M., de Vente, J. 2015. Sediment flow paths and associated organic carbón dynamics across a Mediterranean catchment. *Hydrology and Earth System Sciences* 19, 1209-1223. <https://doi.org/10.5194/hess-19-1209-2015>.
- Boix-Fayos, C., Martínez-Mena, M., Pérez-Cutillas, P., de Vente, J., G. Barberá, G., Mosch, W., Navarro Cano, J.A., Gaspar, L., Navas, A. 2017. Carbon redistribution by erosion processes in an intensively disturbed catchment. *Catena* 149, 799-809. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.08.003>.
- Casado, A., Peiry, J.L., Campo, A.M. 2016. Geomorphic and vegetation changes in a meandering dryland river regulated by a large dam, Sauce Grande River, Argentina. *Geomorphology* 268, 21-34. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.05.036>.
- Castillo, V.M., Mosch, W.M., Conesa, C., Barberá, G.G., Navarro, J.A., López Bermúdez, F. 2007. Effectiveness and geomorphological impacts of check dams for soil erosion control in a semiarid Mediterranean catchment: El Cárcavo (Murcia, Spain). *Catena* 70, 416-427. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.11.009>.
- Chappell, A., Webb, N.P., Viscarra Rossel, R.A., Bui, E. 2014. Australian net (1950s–1990) soil organic carbon erosion: implications for CO<sub>2</sub> emission and land–atmosphere modelling. *Biogeosciences* 11, 5235-5244. <https://doi.org/10.5194/bg-11-5235-2014>.
- Devesa-Rey, R., Barral, M.T. 2012. Allochthonous versus autochthonous naturally occurring organic matter in the Anlló's river bed sediments (Spain). *Environmental Earth Sciences* 66, 773-782. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-1286-3>.

- De Vente, J., Boix-Fayos, C., Blas-Larrosa, J., González-Barberá, G., Castillo, V. 2007. *Restauración Hidrológico-Forestal: Efectos sobre el ciclo hidrológico. Cuenca Hidrográfica del Río Segura*. Informe sobre la clasificación de usos de suelo, LAI y profundidad de raíces. CEBAS-CSIS, Murcia.
- Doetterl, S., Six, J., Van Wesemael, B., Van Oost, K. 2012. Carbon cycling in eroding landscapes: Geomorphic controls on soil organic C pool composition and C stabilization. *Global Change Biology* 18, 2218-2232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02680.x>.
- Doetterl, S., Berhe, A., Nadeu, E., Wang, Z., Sommer, M., Fiener, P. 2016. Erosion, deposition and soil carbon: A review of process-level controls, experimental tools and models to address C cycling in dynamic landscapes. *Earth-Science Reviews* 154, 102-122. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2015.12.005>.
- Egoh, B.N., Drakou, E.G., Dunbar, M.B., Maes, J., Willems, L., 2012. *Indicators for mapping ecosystem services: A Review*. EUR 25456 EN. Publication Office of the European Union, Luxembourg JRC73016. <https://doi.org/10.2788/41823>.
- Elliott, K.J., Caldwell, P.V., Brantley, S.T., Miniati, C.F., Vose, J.M., Swank, W.T. 2017. Water yield following forest-grass-forest transitions. *Hydrology and Earth System Sciences* 21, 981-997. <https://doi.org/10.5194/hess-21-981-2017>.
- Gallart, F., Llorens, P. 2009. Catchment management under environmental change: impact of land cover change on water resources. *Water Internacional* 28 (3), 334-340. <https://doi.org/10.1080/02508060308691707>.
- García-Ruiz, J.M., López-Moreno, J.I., Vicente-Serrano, S.M., Lasanta-Martínez, T., Beguería, S. 2011. Mediterranean water resources in a global change scenario. *Earth-Science Reviews* 105, 121-139. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.01.006>.
- García-Ruiz, J.M., Lana-Renault, N. 2011. Hydrological and erosive consequences of farmland abandonment in Europe, with special reference to the Mediterranean region – A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 140, 317-338. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.003>.
- Gómez-Villar, A., Martínez-Castroviejo, R. 1991. Channel degradation as a response to erosion control Works: a case study. In: M. Sala M, J.L. Rubio, J.M. García-Ruiz(Eds.), *Soil Erosion Studies in Spain*. Geoforma Ediciones, Logroño, pp. 109-122.
- Halifa-Marín, A., Pérez-Cutillas, P., Almagro-Bonmatí, M., Martínez-Mena, M., Boix-Fayos, C. (2019). Dinámica geomorfológica y cambios de usos del suelo: impacto en los reservorios de suelos y sedimentos. *Bosque* 40 (1), 3-16.
- Haregeweyn, N., Poesen, J., Deckers, J., Nyssen, J., Hayle, M., Govers, G, Verstraeten, G., Moeyersons, J. 2008. Sediment-bound nutrient export from micro-dam catchments in Northern Ethiopia. *Land Degradation & Development* 19, 136-152. <https://doi.org/10.1002/ldr.830>.
- Helldén, U., Tottrup, C. 2008. Regional desertification: A global synthesis. *Global and Planetary Change* 64, 169-176. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2008.10.006>.
- Hoffmann, T.; Mudd, S.M., van Oost, K.; Verstraeten, G., Erkens, G., Lang, A., Middelkoop, H., Boyle, J., Kaplan, J.O., Willenbring, J., Aalto, R. 2013. Short communication: Humans and the missing C-sink: erosion and burial of soil carbon through time. *Earth Surface Dynamics* 1, 45-52. <https://doi.org/10.5194/esurf-1-45-2013>.
- Keesstra, S.D., Van Huissteden, J., Vandenbergh, J., Van Dam, O., de Gier, J., Pleizier, I.D. 2005. Evolution of the morphology of the river Dragonja (SW Slovenia) due to land-use changes. *Geomorphology* 69, 191-207. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2005.01.004>.
- Kondolf, G.M., Piégay, H., Landon, N. 2002. Channel response to increased and decrease bedload supply from land use change: contrasts between two catchments. *Geomorphology* 45, 35-51. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(01\)00188-X](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(01)00188-X).

- Lal, R., Griffin, M., Apt, J., Lave, L., Morgan, M.G. 2004. Ecology: Managing Soil Carbon. *Science* 304, 393. <https://doi.org/10.1126/science.1093079>.
- Lal, R., Negassa, W., Lorenz, K. 2015. Carbon sequestration in soil. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 15, 79-86. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.09.002>.
- Lesschen, J.P., Cammeraat, L.H., Nieman, T. 2008. Erosion and terrace failure due to agricultural land abandonment in a semi-arid environment. *Earth Surface Processes and Landforms* 33, 1574-1584. <https://doi.org/10.1002/esp.1676>.
- Lopez-Bermúdez, F., Romero Diaz, M.A. 1992. Génesis y consecuencias erosivas de las lluvias de alta intensidad en la región mediterránea. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 18-19, 7-28.
- Martínez-Mena, M., Almagro, M., García-Franco, N., de Vente, J., García, E., Boix Fayos, C. (2018). Fluvial sedimentary deposits as carbon sinks: organic carbon pools and stabilization mechanisms in a Mediterranean catchment. *Biogeosciences Discussions*. <https://doi.org/10.5194/bg-2018-414>.
- Muñoz-Rojas, M., Jordán, A., Zavala, L.M., De la Rosa, D., Abd-Elmabod, S.K., Anaya-Romero, M. 2012. Organic carbon stocks in Mediterranean soil types under different land uses. *Solid Earth* 3, 375-386. <https://doi.org/10.5194/se-3-375-2012>.
- Nadeu, E., de Vente, J., Martínez-Mena, M., Boix-Fayos, C. 2011. Exploring particle size distribution and organic carbon reservoirs mobilized by different erosion processes at the catchment scale. *Journal of Soils and Sediments* 11, 667-678. <https://doi.org/10.1007/s11368-011-0348-1>.
- Nadeu, E., Berhe, A.A., De Vente, J., Boix-Fayos, C. 2012. Erosion, deposition and replacement of soil organic carbon in Mediterranean catchments: a geomorphological, isotopic and land use change approach. *Biogeosciences* 9, 1099-1111. <https://doi.org/10.5194/bg-9-1099-2012>.
- Nadeu, E., Van Oost, K., Boix-Fayos, C., de Vente, J. 2014. Importance of land use patterns for erosion-induced carbon fluxes in a Mediterranean catchment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 189, 181-189. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.040>.
- Nadeu, E., Quiñonero-Rubio, J.M., de Vente, J., Boix-Fayos, C. 2015. The influence of catchment morphology, lithology and land use on soil organic carbon export in a Mediterranean mountain region. *Catena* 126, 117-125. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.11.006>.
- Pérez-Cutillas, P., Cataldo, M.F., Zema, D.A., de Vente, J., Boix-Fayos, C. 2018. Efectos de la revegetación a escala de cuenca sobre el caudal y la evapotranspiración en ambiente mediterráneo. Cuenca del Taibilla (SE de España). *Bosque* 39 (1), 119-129. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002018000100011>.
- Piégay, H., Walling, D.E., Landon, N., Quinping, H., Liébault, F., Petiot, R. 2004. Contemporary changes in sediment yield in a mountain basin due to afforestation (the upper Drôme in France). *Catena* 55, 183-212. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(03\)00118-8](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(03)00118-8).
- Quiñonero-Rubio, J.M., Boix-Fayos, C., de Vente, J. 2013. Development and application of a multi-factorial sediment connectivity index at the catchment scale. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 39 (2), 203-233. <https://doi.org/10.18172/cig.1988>.
- Quiñonero-Rubio, J.M., Nadeu, E., Boix-Fayos, C., de Vente, J. 2016. Evaluation of the effectiveness of forest restoration and check-dams to reduce catchment sediment yield. *Land Degradation & Development* 27, 1018-1031. <https://doi.org/10.1002/ldr.2331>.
- Ran, L., Lu, X.X., Xin. 2014. Erosion-induced massive organic carbon burial and carbon emission in the Yellow River basin, China. *Biogeosciences* 11, 945-959. <https://doi.org/10.5194/bg-11-945-2014>.
- Rull, V. 2018. *El Antropoceno*. CSIC y Catarata. ISBN 978-84-00-10314-9, 143 pp.
- Salmi, T., Maatta, A., Anttila, P., Airola, T.R., Amnell, T. 2002. Detecting Trends of Annual Values of Atmospheric Pollutants by the Mann-Kendal Test and Sen's Slope Estimates—The



- Excel Template Application MAKESENS; User Manual; Air Quality, Finish Meteorological Institute: Helsinki, Finland, 35 pp.
- Sandercock, P.J., Hooke, J.M., Mant, J.M., 2007. Vegetation in dryland river channels and its interaction with fluvial processes. *Progress in Physical Geography* 31 (2), 107-129. <https://doi.org/10.1177/0309133307076106>.
- Sandercock, P.J., Hooke, J. M. 2011. Vegetation effects on sediment connectivity and processes in an ephemeral channel in SE Spain. *Journal of Arid Environments* 75, 239-254. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.10.005>.
- Sanz-Cobena, A., Lassaletta, L., Garnier, J., Smith, P. 2017. Mitigation and quantification of greenhouse gas emissions in Mediterranean cropping systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 238, 1-4. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.032>.
- Simon, A., Darby, S.E. 2002. Effectiveness of grade-control structures in reducing erosion along incised river channels: the case of Hotophia Creek, Mississippi. *Geomorphology* 42, 229-254. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(01\)00088-5](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(01)00088-5).
- Stott, T., Mount, N. 2004. Plantation forestry impacts on sediment yields and downstream channel dynamics in the UK: a review. *Progress in Physical Geography* 28, 197-240. <https://doi.org/10.1191/0309133304pp410ra>.
- Sum-Kim, G., Lim, C.H., Jin-Kim, S., Lee, J., Son, Y., Lee, W.K. 2017. Effect of National-Scale afforestation on forest water supply and soil loss in South Korea, 1971-2010. *Sustainability* 9 1017, 1-18. <https://doi.org/10.3390/su9061017>.
- Vadell, E., de-Miguel, S., Pernán, J. 2016. Large-scale reforestation and afforestation policy in Spain: a historical review of its underlying ecological, socioeconomic and political dynamics. *Land Use Policy* 55, 37-48. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.03.017>.
- Vanacker, V., Molina, A., Govers, G., Poesen, J., Dercon, G., Deckers, S. 2005. River channel response to short-term human-induced change in landscape connectivity in Andean ecosystems. *Geomorphology* 72, 340-355. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2005.05.013>.
- Wei, X., Qiu, L., Shao, M., Zhang, X., Gale, W. 2012. The accumulation of organic carbon in mineral soils by afforestation of abandoned farmland. *PLoS ONE* 7 (3), e32054. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032054>.
- Zhang Y., Peña-Arancibia, J.L. McVicar, TR., Chiew, FHS., Vaze, J., Liu, C., Lu, X., Zheng, H., Wang, Y., Liu, YY., Miralles, DG., Pan, M. 2016. Multi-decadal trends in global terrestrial evapotranspiration and its components. *Scientific Reports* 6. <https://doi.org/10.1038/srep19124>.