

# **EFFECTOS DE LAS BIOCOSTRAS EN LAS PÉRDIDAS DE CARBONO ORGÁNICO POR ESCORRENTÍA Y EROSIÓN EN UNA ZONA ACARCAVADA**



## **GRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES**

**Escuela Politécnica Superior y Facultad de Ciencias Experimentales**

**Departamento de Agronomía**

*Área de Edafología y Química Agrícola*

**Autor:**

**José Raúl Román Fernández**

**Directoras:**

**Sonia Chamizo de la Piedra**

**Yolanda Cantón Castilla**

**Fecha de defensa: 17/07/2014**

## **Agradecimientos**

Querría agradecer a Yolanda, Sonia y Emilio el esfuerzo, la atención y el tiempo que me han dedicado desde el primer momento y durante todo el año, los cuales han hecho posible no sólo la realización de este trabajo, sino también el descubrimiento de este mundo difícil pero maravilloso. Gracias a vosotros he tenido la oportunidad de conocer a gente maravillosa y de vivir experiencias inolvidables. Os deseo lo mejor y espero seguir cerca de vosotros mucho tiempo, Gracias. Nunca podré agradecer el esfuerzo realizado a mi familia para que hoy esté aquí, por apoyarme a seguir haciendo lo que me gusta a pesar de las dificultades. Por si acaso, no os defraudaré. A mi hermano, mi fuente de inspiración, tú haces que cada día merezca la pena y que todo esfuerzo sea poco. A Marta, por su apoyo y cariño incondicional durante todo este tiempo, que sin duda me ha ayudado mucho durante todo este tiempo, pero que sin duda también me ha hecho muy feliz. A las demás personas que de alguna manera me han ayudado durante esta etapa de mi vida, gracias.

# ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN .....	1
1.1 ¿Qué son las Costras Biológicas del Suelo?.....	1
1.2 El papel de las biocostras en las funciones ecosistémicas: ingenieras de los ecosistemas semiáridos .....	2
1.3 Movilización del CO del suelo a través de la escorrentía: impacto de la alteración de las biocostras .....	4
1.4 Objetivos e hipótesis .....	6
2. ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS.....	7
2.1 Área de estudio .....	7
2.2 Métodos .....	8
2.2.1 Movilización de CO en experimentos de simulación de lluvia .....	8
2.2.2 Seguimiento en condiciones de lluvia natural .....	9
2.2.3 Determinación de carbono orgánico en agua y sedimentos .....	12
2.2.4 Análisis de datos.....	13
3. RESULTADOS .....	15
3.1 Movilización de CO a escala de parcela .....	15
3.1.1 Influencia del tipo de biocostra y su eliminación en la movilización de CO durante una lluvia simulada de alta intensidad .....	15
3.1.2 Influencia del tipo de biocostra y su eliminación en la movilización de CO bajo condiciones de lluvia natural.....	18
3.2 Movilización de CO a escala de ladera .....	21
3.3 Movilización de CO a escala de cuenca.....	24
4. DISCUSIÓN.....	27
4.1 Movilización de CO en biocostras .....	27
4.2 Efectos de la eliminación de la biocostra en la movilización de CO.....	29
4.3 Implicaciones para el ecosistema.....	30
5. CONCLUSIÓN .....	32
6. REFERENCIAS .....	32
7. ANEXO 1 .....	39

# 1. INTRODUCCIÓN

## 1.1 ¿Qué son las Costras Biológicas del Suelo?

Las Costras Biológicas del Suelo se forman a partir de una íntima asociación entre las partículas del suelo y una compleja comunidad de microorganismos que comprenden bacterias, algas, hongos, musgos y líquenes que viven sobre la superficie o en los primeros milímetros del suelo (Belnap, 2006).

Las Biocostras, como también se las denominan, tienen una distribución global muy amplia. Se encuentran en casi todos los tipos de suelos donde la cobertura vegetal es baja y la luz llega a la superficie del suelo, estando ausentes por tanto en zonas con alta cobertura vegetal o en donde existe una cubierta gruesa de hojarasca. Debido a que poseen bajos requerimientos de humedad y una alta tolerancia a las temperaturas extremas, a menudo cubren superficies de ambientes extremos y con baja productividad (Belnap, 2003a), encontrándose en regiones híper áridas, semiáridas, sub-húmedas, alpinas y regiones polares, de todo el mundo, que en conjunto constituyen más del 40% de la superficie terrestre (Reynolds et al., 2007). Las biocostras pueden llegar a cubrir más del 70% de la superficie del suelo en muchos ecosistemas de dichas regiones (Belnap et al., 2001). Son capaces de vivir en estos ambientes gracias a su capacidad para aprovechar los pocos recursos disponibles, como son lluvias pequeñas, nieve, nieblas e incluso el rocío para sobrevivir allí donde las plantas no pueden.

La apariencia, biomasa, y composición de especies varía enormemente entre regiones climáticas (Belnap, 2006). Al estar compuesta por un grupo numeroso de microorganismos, la identificación de todos y cada una de ellos se convierte en una tarea muy difícil. No obstante normalmente se clasifican atendiendo a los grupos morfológicos predominantes (forma y apariencia similar) como son las cianobacterias, algas verdes, musgos y líquenes (Figura 1).

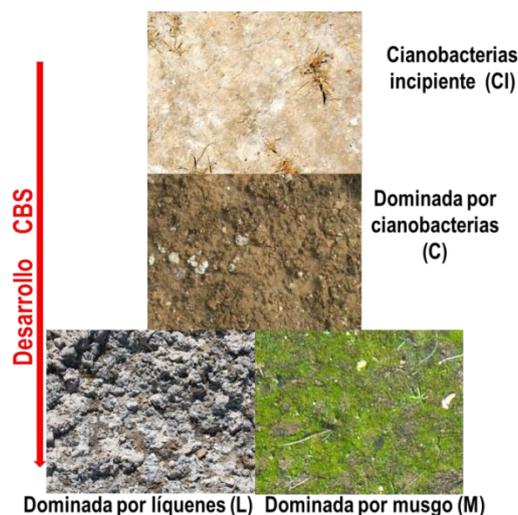


Figura 1. Principales tipos de costra ordenadas de menor a mayor desarrollo: i) Cianobacterias incipientes; ii) Biocostra dominada por cianobacterias; iii) Biocostra dominada por líquenes; iv) Biocostra dominada por musgos.

Las comunidades de la biocostra son dinámicas en el tiempo, de forma que a medida que avanza la sucesión, unas especies reemplazan a otras. En etapas iniciales, el suelo desnudo, frecuentemente cubierto por costras físicas en la mayoría de ecosistemas áridos y semiáridos, es colonizado por especies pioneras de cianobacterias. A medida que la sucesión avanza, aparecen otras especies de cianobacterias, algas, hongos y finalmente líquenes y musgos (Belnap y Eldridge, 2003).

## **1.2 El papel de las biocostras en las funciones ecosistémicas: ingenieras de los ecosistemas semiáridos**

Las biocostras, aunque sólo representan una pequeña porción del suelo desempeñan una función muy importante en el ecosistema, especialmente en aquellos donde el agua es un recurso escaso (Maestre et al., 2011). Éstas conforman el límite entre el suelo y la atmósfera y de esta forma regulan los intercambios de gases, agua y nutrientes desde y hacia el suelo. Participan activamente en procesos claves para el funcionamiento del ecosistema, como son la protección del suelo desnudo frente a la erosión por el agua y el viento (Eldridge y Greene, 1994), la estabilización y fertilización de suelos de zonas áridas y semiáridas (Zhang, 2005), y aportan carbono y nitrógeno al suelo (Housman et al., 2006). Las especies pioneras de cianobacterias que forman parte de las biocostras suelen ser largas y móviles y viven unos milímetros por debajo del suelo. Éstas sintetizan compuestos polisacáridos que contribuyen a la formación de agregados del suelo y mejoran notablemente su estabilidad (Schulten, 1985; Belnap and Gardner, 1993; Eldridge and Greene, 1994; Mazor et al., 1996). Cuando el suelo está húmedo, suben a la superficie para realizar la fotosíntesis, y cuando el suelo se seca, se retraen y vuelven a su posición original. Este movimiento contribuye a la distribución de los polisacáridos en los primeros milímetros de suelo y de esta forma, al aumento de materia orgánica, formación de agregados y macroporos en la superficie del suelo (Chamizo et al., 2010, 2012b; Chaudhary et al., 2009; Kidron et al., 2009; Zhao et al., 2014). Los líquenes y musgos crecen sobre la superficie del suelo, lo que proporciona una mayor protección frente al impacto de las gotas de lluvia y la acción erosiva del agua de escorrentía o el viento (Chamizo et al., 2012a; Rodríguez-Caballero et al., 2012,2013).

Por otro lado, a menudo los ecosistemas áridos y semiáridos están caracterizados por una distribución espacial en forma de mosaico, donde los parches vegetados se intercalan con zonas no vegetadas donde normalmente se desarrollan comunidades de cianobacterias y líquenes principalmente. En estos ambientes la escorrentía superficial se convierte en la forma dominante de transferencia de los nutrientes (Figura 2), donde los parches de vegetación sirven como superficie de obstrucción que frena y atrapa la escorrentía, sedimentos, y nutrientes procedentes de los parches no vegetados (Ludwig et al., 2005). Como algunos estudios han puesto de manifiesto, el papel que juega la biocostra como fuente de escorrentía y, por ende, de los nutrientes asociados, es clave en el mantenimiento y productividad de la vegetación en estos ecosistemas (Evans y Lange, 2003). Además, la presencia de las biocostras tiene un notable impacto en la vegetación vascular, no sólo a través de la regulación de los procesos mencionados

anteriormente, sino también mediante la modificación del entorno, debido a la modificación física del sustrato, al incremento del contenido de nutrientes, a la retención de agua y al mantenimiento de la humedad del suelo (Castillo-Monroy y Maestre, 2011).

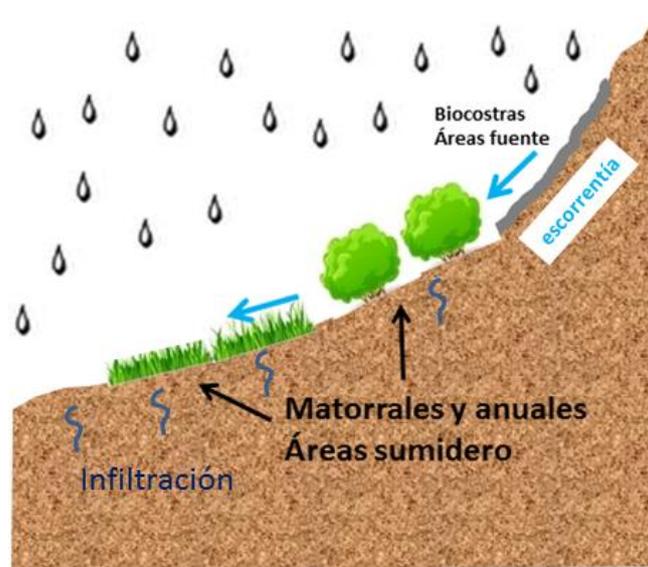


Figura 2. Esquema que muestra la relación fuente-sumidero entre los parches de biocostras y los parches vegetados.

Tan importantes son las funciones ecosistémicas que se le atribuyen, que las biocostras han sido descritas como ingenieras de los ecosistemas áridos (Eldridge et al., 2010), y han sido propuestas para ser utilizados como indicadores de la salud ecológica de este tipo de ecosistemas (Zhang, 2005), y también para la rehabilitación y restauración de ecosistemas degradados (Bowker, 2007). Sin embargo, es importante señalar que el tipo y la magnitud de servicios ecosistémicos aportados por la biocostra dependen en gran medida de la composición y el nivel de desarrollo de la misma. De esta forma, comunidades de etapas tardías de la sucesión probablemente tengan un rol diferente en los procesos ecosistémicos que comunidades de etapas tempranas de la sucesión.

Especialmente es relevante su papel en la contribución al ciclo del carbono debido a que las biocostras fijan carbono atmosférico a través de la fotosíntesis y posteriormente lo liberan al suelo por procesos de lixiviación y descomposición (Belnap, 2003b); así, la biocostra aumenta la fertilidad de las zonas donde está presente, además de proporcionar una fuente de energía a las comunidades microbianas del suelo. Belnap (2003b) estimaron que cerca del 50% del carbono fijado por las biocostras durante la fotosíntesis es rápidamente secretado al suelo, resultando en un incremento de 300% del carbono orgánico del suelo. Debido a la baja cobertura vegetal y a la amplia cobertura de las biocostras en los claros entre la vegetación dispersa en ecosistemas semiáridos, algunos trabajos sugieren que las biocostras son la principal fuente de carbono en estos ecosistemas (Housman et al., 2006; Mager, 2010). Diferentes estudios con sensores remotos apuntan la gran contribución de las superficies con biocostras fotosintéticamente activas en las zonas áridas y semiáridas (Karnieli y Tsoar, 1995;

Karnieli et al., 1996, 1999). A nivel global, se ha estimado que la asimilación de CO<sub>2</sub> por las costras biológicas oscila alrededor de 3.9 Pg año<sup>-1</sup> lo que corresponde al 7% de la producción primaria neta de la vegetación terrestre (56 Pg año<sup>-1</sup>). Respecto al contenido en carbono de los suelos cubiertos por biocostras, la estimación global es de 4.9 Pg, lo que corresponde al 1% del contenido en carbono en la vegetación terrestre (470-650 Pg) (Elbert et al., 2012). Además, trabajos recientes (Jasoni et al., 2005; Wohlfahrt et al., 2008) indican que los ecosistemas áridos y semiáridos pueden desempeñar un papel mucho mayor en el ciclo global del carbono y en la regulación de los niveles de CO<sub>2</sub> atmosféricos de lo que previamente se había asumido, especialmente teniendo en cuenta que, como se apuntó anteriormente, desiertos y ecosistemas semiáridos representan alrededor del 40% de la superficie terrestre (Lal, 2003).

Dado el actual contexto de cambio global, en los últimos años se han incrementado los esfuerzos por entender el papel de las biocostras en el ciclo del carbono en ecosistemas áridos y semiáridos. Sin embargo, si bien, recientemente ha habido un aumento importante de los estudios realizados para esclarecer el papel de las biocostras en la fijación y pérdida de carbono a través de los procesos de fotosíntesis y respiración, apenas se tienen datos sobre la transferencia de carbono desde áreas encostradas a zonas adyacentes a través de la escorrentía y la erosión, a pesar de que éstos pueden constituir los procesos más importantes de redistribución de carbono orgánico en el ecosistema.

### **1.3 Movilización del CO del suelo a través de la escorrentía: impacto de la alteración de las biocostras**

El carbono orgánico del suelo (CO) es un componente vital de los ecosistemas, jugando un papel clave en la productividad vegetal a través de su influencia positiva en la disponibilidad de nutrientes, retención de agua y actividad microbiana del suelo (Mager, 2010; Elbert et al., 2012). Así, algunos estudios han propuesto el contenido en CO como indicador en procesos de desertificación en ecosistemas semiáridos (Martínez-Martínez et al. 2009). Si como adelantamos anteriormente, las biocostras aumentan el contenido en carbono orgánico del suelo y protegen frente a la erosión, sería conveniente preguntarse qué ocurriría en un escenario de deterioro de la biocostra o de su eliminación total.

La alteración de la biocostra afecta profundamente a la cobertura, composición de especies, y a la estructura y funcionamiento de la costra. La alteración normalmente se produce por la exposición a herbicidas y pesticidas, invasiones por plantas anuales exóticas, fuego y, sobre todo, por el pastoreo, el tráfico de vehículos y las actividades recreativas sin control. En muchos casos estas actividades desembocan en la pérdida completa de la biocostra o en su involución hacia una etapa menos desarrollada, normalmente compuesta por especies pioneras de cianobacterias. Una de las principales consecuencias de este retorno a etapas menos desarrolladas es que se produce una disminución en la capacidad de infiltración del suelo, incrementándose de esta forma la escorrentía y la pérdida de sedimentos (Barger et al., 2006). Chamizo et al. (2012a) mostraron que la eliminación de la costra, aunque mejora provisionalmente la infiltración, tiene un efecto dramático sobre la tasa de erosión. Esta pérdida de

sedimentos puede incrementar presumiblemente la exportación de carbono a través de los sedimentos y el agua, y disminuir notablemente la fertilidad del suelo en los espacios entre planta.

A pesar de la reconocida importancia que tienen las biocostras en el aumento del contenido de CO en el suelo, existen muy pocos trabajos (Barger et al., 2006; Li et al., 2008; Maïga-Yaleu et al., 2013) que hayan analizado la influencia del tipo de costra en la exportación de CO a través de la escorrentía y cómo la eliminación o alteración de la biocostra puede afectar a dicha exportación. En un experimento de alteración de la biocostra (mediante pisoteo y eliminación) bajo condiciones de lluvia simulada, Barger et al. (2006) mostraron que la pérdida de CO desde los espacios alterados hacia los parches vegetados resultó en una distribución heterogénea de CO, de modo que los parches vegetados obtuvieron un aporte extra de nutrientes mientras que los espacios entre plantas quedaron desprovistos de ese CO, produciéndose un empobrecimiento de estas zonas y una mayor predisposición a fenómenos erosivos.

Si algo tienen en común todos estos estudios es que sólo han analizado la exportación de CO bajo condiciones de lluvia simulada, la cual no tiene en cuenta la variabilidad en la intensidad de la lluvia que ocurre en condiciones naturales, y además no reproduce las mismas características en cuanto a tamaño de gota y energía cinética de las gotas de lluvia, que se dan en condiciones de lluvia natural. Además, la magnitud e intensidad del evento de lluvia son factores que tienen un importante efecto sobre la generación de escorrentía y la erosión en superficies cubiertas por biocostras (Rodríguez-Caballero et al., 2013) y que por tanto pueden afectar a la movilización de CO del suelo. Chamizo et al. (2012a) mostraron que en condiciones de lluvia extrema, aunque el coeficiente de escorrentía era mayor en líquenes, las mayores tasas de erosión se encontraron en costras incipientes de cianobacterias, por lo que la exportación de CO puede variar en gran medida dependiendo del tipo de biocostra. Debido al escaso conocimiento, es necesario un estudio más exhaustivo sobre el papel que juegan los diferentes tipos de biocostras en la exportación de CO. Por tanto, las preguntas que nos planteamos son: ¿Cómo afecta el tipo de biocostra a la movilización de CO del suelo a través de la escorrentía? ¿Qué efectos puede tener la eliminación de la biocostra en la movilización de CO? ¿Tienen las biocostras el mismo comportamiento en eventos muy intensos que en aquellos con menor intensidad?

Por otro lado, en ecosistemas semiáridos los procesos hidrológicos y de erosión están caracterizados por una variabilidad espacial y temporal muy alta. Mientras que la variabilidad temporal depende casi exclusivamente de las características de la lluvia, la variabilidad espacial está asociada con la alta heterogeneidad de la superficie del suelo, la cual depende de factores como el tipo y cobertura de vegetación, la cobertura de piedras y fragmentos de roca y su posición, y el tipo y cobertura de costra del suelo (Cantón et al., 2011). Es por esto que la influencia de la biocostra en la escorrentía y la erosión, y por ende en la exportación de carbono, debe ser analizada a diferentes escalas espaciales y temporales a fin de tener una visión más real de lo que realmente ocurre cuando se desencadena un evento lluvioso.

Es necesario un estudio que aborde las consecuencias de la alteración de la costra en la pérdida de CO, teniendo en cuenta los diferentes tipos de biocostra, y todo ello a diferentes escalas temporales y espaciales. Conocer la movilización de CO de los diferentes tipos de biocostra y el efecto que la alteración tiene sobre ellas mejorará sin duda las estimas del balance de C en ecosistemas semiáridos con suelos encostrados y proporcionará información muy útil para la modelización de la movilización y redistribución de C por escorrentía y erosión a escala de parcela y cuenca. Este conocimiento es de gran importancia para el manejo y gestión de estos ecosistemas.

#### **1.4 Objetivos e hipótesis**

Los objetivos de este trabajo son:

- 1) Evaluar la influencia del tipo de biocostra (cianobacterias y líquenes) en la movilización de CO en agua y sedimentos a través de la escorrentía, a diferentes escalas espaciales y temporales.
- 2) Examinar el efecto de la alteración de la biocostra en la movilización de CO en agua y sedimentos a través de la escorrentía.

Dado que las consecuencias más importantes ocurren justo después de la alteración de la costra, nuestra hipótesis de partida es que la exportación de CO será mayor justo después de la eliminación de la costra e irá disminuyendo en eventos posteriores a medida que el CO restante es lavado por el agua de escorrentía. . Además, se espera que el mayor desarrollo y por tanto mayor contenido en CO de la costra líquénica frente a costras de cianobacterias o suelos donde se ha eliminado la costra, resulte en una mayor exportación de CO. Por último, esperamos que la movilización de CO sea mayor en eventos de lluvia intensos que en eventos de baja intensidad y que a medida que aumenta el tamaño de la parcela, disminuya la movilización de CO al aumentar las posibilidades de infiltración y deposición del CO movilizados desde las áreas fuente (costras) hasta los sumideros (vegetación) a medida que aumenta la escala espacial.

## 2. ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS

### 2.1 Área de estudio

Nuestro estudio se llevó a cabo en una zona acarcavada (*badlands*) denominada “El Cautivo”, en el desierto de Tabernas, situado a unos 20 km al N de la ciudad de Almería, al SW de la villa de Tabernas, en la margen izquierda de la rambla de Tabernas. Se encuentra ubicado en la depresión Neógeno-Cuaternaria de Tabernas, la cual limita al norte con Sierra de Filabres y al sur con Sierra Alhamilla, elevación que se originó durante el Mioceno, a la vez que se formaba esta depresión. La cuenca se rellenó principalmente con sedimentos marinos del Neógeno (Kleverlaan, 1989), y con material de origen continental. Los badlands se han ido desarrollando sobre margas yesíferas escasamente estratificadas desde el Tortonense (Cantón et al., 2001a; 2001b; 2002a).

El clima de la zona es termomediterráneo semiárido (Lázaro y Rey, 1991) con largos y secos veranos, una temperatura media anual de 17.9 °C y una precipitación media anual de 235 mm, que se concentra principalmente en invierno y otoño. La aridez es consecuencia de que la mayor parte de las precipitaciones proceden del Atlántico y las sierras béticas actúan a modo de barrera (efecto Foehn) limitando las precipitaciones en esta zona que está a sotavento (Capel, 1986, Castillo, 1989). La evapotranspiración potencial anual es de unos 1500 mm, por lo que existe un déficit hídrico anual importante (Cantón et al., 2003).



Figura 3. Imagen de la zona de estudio junto con una imagen más detallada de una parcela de líquenes.

Los suelos del área experimental, formados en condiciones de elevada aridez sobre una roca madre de tipo blando y predominio de los procesos erosivos, son generalmente poco profundos y con bajo grado de desarrollo. En general, la textura es franco-limosa y limosa-franca con un bajo contenido en materia orgánica, y por el origen marino de la roca madre dominan el yeso y los carbonatos secundarios. El pH oscila entre 7 y 8.5 y la conductividad eléctrica del suelo se encuentra entre valores neutros y alcalinos. Los

tipos de suelos dominantes son Regosoles Epilépticos, Endolépticos y Calcáricos, Gypsisoles Eútricos y Calcisoles (Cantón et al., 2003).

La vegetación está formada por un matorral mediterráneo de poca talla y cobertura, predominando caméfitos y terófitos, así como algunos hemicriptófitos, siendo la mayor parte de la biomasa debida a la presencia de arbustos enanos y gramíneas que forman macollas. Las zonas mejor conservadas poseen comunidades de *Macrochloa tenacissima* junto con algunos ejemplares salpicados de *Genista umbellata* y *Rhamnus lycioides*.

La zona presenta un amplio mosaico de superficies representadas por una cobertura discontinua de plantas perennes, algunas anuales y costras físicas y biológicas, que llegan a cubrir más del 80% de la superficie del suelo (Cantón et al., 2004). Se pueden encontrar laderas cubiertas sólo por costras físicas, representadas por la marga, o bien laderas cubiertas casi exclusivamente por biocostras (principalmente por líquenes), con una cobertura de 5-10% de matorral disperso.

## 2.2 Métodos

### 2.2.1 Movilización de CO en experimentos de simulación de lluvia

En nuestras áreas la mayoría de eventos son de baja magnitud y baja intensidad, de forma que para ver qué ocurre en un evento de muy alta intensidad, que son los más importantes desde el punto de vista de la generación de escorrentía y erosión, y por tanto de la movilización de CO del suelo se llevó a cabo una simulación de lluvia de alta intensidad. Para ello se delimitaron en campo parcelas circulares de 0.25 m<sup>2</sup> mediante aros que disponían de un aforo, sobre los tipos de costras principales en El Cautivo: i) suelo desnudo cubierto por una costra física, ii) biocostra con una colonización incipiente por cianobacterias (27.5 ± 17.7% cianobacterias y 3.7 ± 0.6% líquenes), iii) biocostra dominada por cianobacterias (84.5 ± 4.3% cianobacterias y 5.9 ± 5.1% líquenes) y iv) biocostra dominada por líquenes (15.5 ± 10.2% cianobacterias y 77.8 ± 10.8% líquenes), principalmente por las especies *Diploschistes diacapsis* y *Squamarina lentigera*. Los aros se colocaron dos meses antes de la realización de los experimentos de simulación de lluvia para permitir que el suelo se estabilizara. Durante la instalación, se humedeció la superficie para evitar la ruptura de la costra.

Se aplicaron dos tratamientos a cada tipo de costra: a) control, donde se mantenía la costra intacta; y b) eliminación de la costra. Se seleccionaron cuatro parcelas de cada tratamiento en cada tipo de costra. En cada parcela se llevó a cabo una simulación de lluvia de 1 h de duración con una intensidad constante de 50 mmh<sup>-1</sup>. Esta intensidad de lluvia tiene un periodo de retorno de 5 años. El simulador de lluvia utilizado, diseñado por Calvo-Cases et al. (1988) y Cerdá et al. (1997), se ha aplicado con éxito para estudiar el efecto de la superficie en la infiltración en numerosos trabajos (Cerdá, 1996; Solé et al., 1997). Se trata de un simulador con boquilla de aspersion que llueve sobre un área de 1 m<sup>2</sup>, pero en nuestro caso nos centramos sólo en el círculo central de 0,25 m<sup>2</sup> donde la lluvia es más uniforme.



Figura 4. A la izquierda aro delimitando una parcela donde se está llevando a cabo una simulación de lluvia. A la derecha las cabinas donde se realizaron las simulaciones.

En cada parcela, una vez iniciada la escorrentía, se registró su volumen a lo largo de la lluvia a diferentes intervalos de tiempo y se tomaron muestras de agua durante los minutos 1-11, 11-17, 17-23 y 23-30, y se cogió una muestra mezclada de la escorrentía de los últimos 30 minutos. Estas muestras se trasladaron al laboratorio donde se determinó la concentración de Carbono Orgánico Disuelto (COD) y del Carbono Orgánico en Sedimentos (COS) en cada muestra.

### 2.2.2 Seguimiento en condiciones de lluvia natural

En esta área, se dispone de una red de parcelas de escorrentía a escala de parcela y de ladera, todas ellas abiertas, sobre diferentes tipos de biocostras y en diferentes condiciones de alteración de la costra. Se dispone de:

- 12 parcelas pequeñas con un área de contribución de alrededor de  $1\text{m}^2$  en las que se mide escorrentía total y exportación total de sedimentos, COD y COS. Estas parcelas incluyen 3 tipos de superficies, con 3 repeticiones de cada uno: 1) biocostra dominada por cianobacterias ( $61.7 \pm 14.4\%$  cianobacterias,  $12.6 \pm 8.4\%$  líquenes y  $16.6 \pm 11.7\%$  de costra física), 2) biocostra dominada por líquenes ( $29.1 \pm 12.8\%$  cianobacterias,  $31.9 \pm 5.4\%$  líquenes y  $29.6 \pm 20.1\%$  de costra física), principalmente *Diploschistes diacapsis* y *Squamarina lentigera*, y 3) suelo donde se eliminó la biocostra en 2012.

- 8 parcelas a escala de ladera ( $\sim 7\text{ m}^2$ ) en las que se realiza la medida automática en continuo de la escorrentía y manual del total de sedimentos y C exportado. Estas parcelas incluyen tres tipos de superficie: 1) biocostra dominada por cianobacterias ( $47.1 \pm 12.6\%$  cianobacterias,  $6.5 \pm 2.5\%$  líquenes y  $33.9 \pm 19.7\%$  de costra física) 2) biocostra dominada por líquenes ( $18.4 \pm 5.7\%$  cianobacterias,  $48.8 \pm 12.4\%$  líquenes y  $17.4 \pm 5.1\%$  de costra física) y 3) suelo donde se eliminó la costra en 2007 y ha permanecido en evolución desde entonces ( $21.1 \pm 7.7\%$  cianobacterias,  $6.0 \pm 3.1\%$  líquenes y  $58.3 \pm 8.7\%$  de costra física). Se seleccionaron 2 parcelas de cada tipo de biocostra y 4 parcelas donde la costra ha permanecido en evolución desde 2007.

<b>Escala</b>	<b>Tipo de superficie</b>	<b>N° repeticiones</b>
Ladera	Cianobacterias	2
Ladera	Líquenes	2
Ladera	Costra eliminada en 2007	4
Parcela	Cianobacterias	3
Parcela	Líquenes	3
Parcela	Costra eliminada en 2012	3

Tabla 1. Desglose de los tratamientos que se llevaron a cabo en cada parcela

Las parcelas pequeñas estaban limitadas en la parte inferior por una chapa de acero con un aforo que conectaba a través de un tubo con una garrafa de 20 L donde se recogía el volumen total de agua y sedimentos generado en cada evento lluvioso. Tras cada evento de precipitación se midió el volumen de escorrentía generado en cada parcela y se tomó una muestra de agua (1L) para la posterior determinación de la cantidad total de sedimento exportado durante el evento, y el contenido de CO en agua y sedimentos.

Las parcelas a escala de ladera también estaban limitadas en su parte más baja por una chapa de acero y conectaban a través de un tubo a un depósito de 50 L dotado de un balancín (resolución de 0.5 L) y un logger donde se registraba la escorrentía a lo largo del evento. Tras cada evento lluvioso, se tomaba una alícuota de 2 L del depósito para su posterior filtrado y determinación de sedimentos, así como contenido de CO en agua y sedimentos (Figura 5). Durante el año hidrológico 2012-2013, se midió la escorrentía y erosión en las parcelas descritas tras cada evento de lluvia.



Figura 5. A la izquierda: una ladera cubierta por líquenes junto con el depósito que recoge la escorrentía. A la derecha: foto del depósito donde se observa el balancín con el que registramos la escorrentía.

Adicionalmente, se dispone de varios pluviógrafos en el área experimental donde se registra la cantidad e intensidad de la lluvia con una resolución temporal de 1 segundo.

En cada parcela se estimó la cobertura de los dos tipos de biocostra (cianobacterias y líquenes) y suelo desnudo o costra física mediante análisis de imagen. Para ello, se siguieron los siguientes pasos: 1) se tomaron varias imágenes perpendiculares de cada parcela para, posteriormente, generar una composición de alta resolución de cada una de ellas; 2) a continuación se realizó una corrección fotogramétrica de las imágenes para obtener una mejor representación de la superficie; 3) se determinó el porcentaje de los tres tipos de cubierta utilizando la clasificación automática del vecino más próximo (Maximum likelihood classification) en una segmentación de resolución múltiple realizada con el software eCognition 8.0.2 (Trimble Germany GmbH).

Dado que se trataba de parcelas de escorrentía y erosión abiertas, fue necesario determinar el área de contribución de cada una de ellas. Para ello se usó un modelo digital de elevaciones construido a partir de puntos de la superficie medidos con un láser escáner terrestre Leica Scan Station 2.0. Este escáner genera una nube de puntos ( $50,000 \text{ puntos seg}^{-1}$ ) del área escaneada con una precisión de 1 milímetro. El láser se colocó en un trípode a 3 metros de distancia de la parcela escaneada, donde se tomaron dos tomas para evitar los efectos de las sombras, generándose dos nubes de puntos diferentes. Las nubes de puntos fueron procesadas con el software Cyclone (Leica Geosystems AG, Heerb- rugg, Switzerland), superponiendo ambas nubes y detectando y eliminando aquellos puntos que pertenecían a vegetación dispersa. A partir de la nube de puntos obtenida, se generó un modelo digital de elevaciones de 0.01 m de resolución espacial. A partir de éste modelo digital de elevaciones se calculó el área de contribución de cada parcela utilizando el algoritmo D-8 según la metodología descrita por O'Callagan and Mark (1984). La generación del modelo digital de elevaciones y el cálculo el área drenada se realizó con Arc-gis 10.

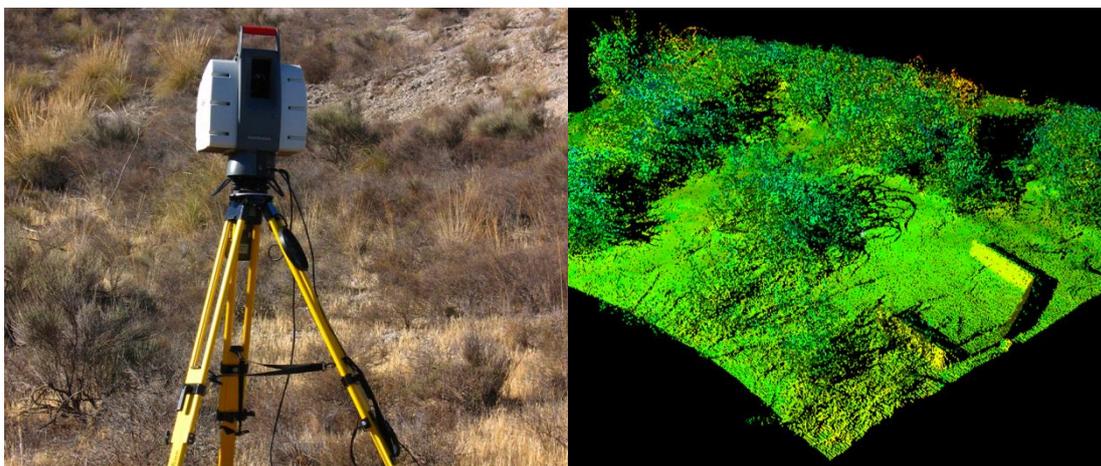


Figura 6. A la izquierda: láser escáner Leica Scan Station 2.0 en campo. A la derecha: nube de puntos de una parcela para el cálculo del área de contribución.

Por último, para analizar la movilización de CO a escala de cuenca contamos con 1 microcuenca de 1,8 ha compuesta por 4 tipos de cubiertas con comportamientos hidrológicos contrastados (Figura 7): i) laderas con orientación noreste que están cubiertas por costras líquénicas en su mayoría, y que presentan una baja capacidad de

infiltración; ii) piedemonte con matorral disperso y costras biológicas en los claros (52% del área) con elevada infiltración y erosión reducida; iii) laderas con orientación suroeste cubiertas en su mayoría por una costra estructural sobre marga desnuda (25.5%) que presenta muy baja infiltración y altas tasas de erosión; y iv) espartal bien desarrollado con costra biológica en los claros, que está situado en la cabecera de la cuenca, y que posee elevadas tasas de infiltración y reducidas tasas de erosión (Cantón et al., 2001a).

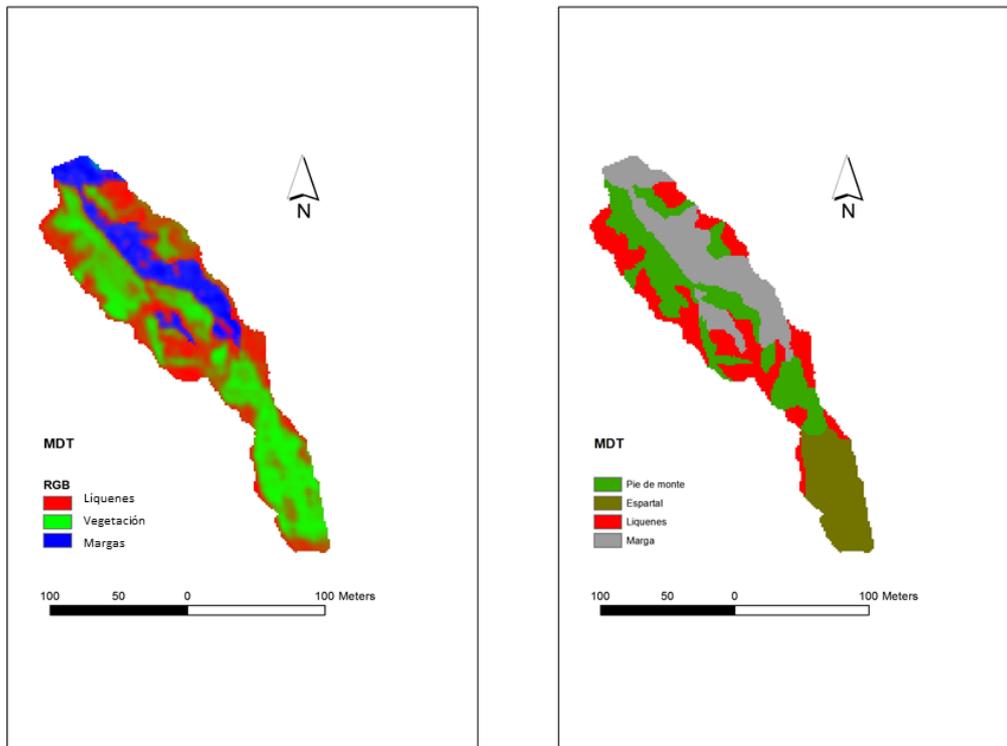


Figura 7. La imagen de la izquierda representa la cobertura de líquenes, vegetación y margas en la microcuenca. En la imagen de la derecha se muestra un mapa de unidades del paisaje de la zona.

A la salida de la microcuenca hay un aforador donde se mide la escorrentía y sedimentos exportados después de cada evento de lluvia. El aforador está equipado con una sonda capacitiva que proporciona un registro continuo de la altura de la lámina de agua y además consta de un dispositivo para tomar muestras del agua de escorrentía a diferentes caudales. A dichas muestra se les determina el CO.

### 2.2.3 Determinación de carbono orgánico en agua y sedimentos

Una vez tomadas las muestras de agua en campo, se llevaron laboratorio, donde se siguió el siguiente procedimiento para determinar el contenido en CO en agua y sedimentos: se filtró la muestra de agua usando un filtro millipore de 0.45  $\mu\text{m}$ , y el sedimento retenido en el filtro se secó a 70°C y se pesó. Se determinó el contenido en CO del sedimento (COS) y el CO disuelto (COD) en el agua filtrada utilizando el método descrito por Barahona et al. (2005). Este método consiste en la oxidación de la

materia orgánica con ácido sulfúrico y dicromato potásico y posterior medida de la absorbancia a 590 nm en un espectrofotómetro. Para la determinación en agua, previamente a la adición de los reactivos, se tomó un volumen de 10 mL y se secó la muestra a 70°C. En el caso de las muestras sólidas, se pesó una pequeña cantidad de sedimento (0.1 g) y seguidamente se añadieron los reactivos.

## 2.2.4 Análisis de datos

### 2.2.4.1 Diferencias en la movilización de CO a escala de parcela y de ladera

A partir de la concentración de CO en agua ( $\text{mg L}^{-1}$ ) y en sedimento ( $\text{g kg}^{-1}$ ) y de las tasas de escorrentía ( $\text{L m}^{-2}$ ) y erosión medidas ( $\text{g m}^{-2}$ ) en el evento de lluvia simulada y en los eventos de lluvia natural registrados, se determinó la movilización de CO en agua (COD,  $\text{g m}^{-2}$ ) y sedimentos (COS,  $\text{g m}^{-2}$ ) en los diferentes tipos de costras y suelos donde se eliminó la costra. El CO total (COT,  $\text{g m}^{-2}$ ) exportado se calculó como la suma de ambos (COD y COS). Las diferencias en la movilización de COD, COS y COT entre los tipos de biocostras inalteradas, así como entre las costras inalteradas y suelos en los que se eliminó la costra, para cada evento de lluvia (simulado y en condiciones naturales) se analizaron mediante una ANOVA de un solo factor y posterior comparación por parejas entre los tipos de costras mediante el test post hoc de Fisher de las mínimas diferencias significativas. El intervalo de confianza se estableció a 95%, por lo que se consideró que hubo diferencias significativas cuando el p-valor fue menor de 0.05. Todos los análisis se hicieron con STATISTICA 8.0 (StatSoft, Inc., Tulsa, Oklahoma, USA).

### 2.2.4.2 Simulación de la movilización de CO a escala de cuenca

Para conocer los efectos reales de las biocostras en la movilización de CO era necesario examinar este proceso a escala de cuenca pues el CO movilizado desde las biocostras podría ser capturado por la vegetación, ejerciendo un efecto positivo, o bien puede perderse del sistema cuando las biocostras están conectadas con la red de drenaje. Para evaluar su efecto, se simularon los procesos de escorrentía y erosión a escala de cuenca y se utilizó la ecuación de Geen-Ampt, implementada en el modelo de simulación de escorrentía y erosión espacialmente distribuido LISEM (Baartman et al., 2012). Este modelo simula los procesos de interceptación de la lluvia por parte de la vegetación, infiltración y generación de escorrentía, redistribución de agua en la superficie del terreno y erosión hídrica por golpeo de las gotas de lluvia y por el efecto cortante de la escorrentía a escala de evento (Figura 8). Para ello, debemos describir las diferentes propiedades hídricas de la superficie (conductividad hidráulica en saturación o  $K_s$ , porosidad, rugosidad aleatoria o RR,  $n$  de manning y profundidad del suelo). Además debemos introducir una serie de parámetros relacionados con la erodibilidad de la superficie, como son la estabilidad de los agregados, o la cohesión superficial. Todas estas variables se calcularon en función de los diferentes componentes de cada uno de los píxeles del terreno, siguiendo la metodología descrita en Rodríguez-Caballero et al. (2013). Para aplicar esta metodología, se utilizó una imagen hiper espectral CASI, a partir de la cual se calculó la fracción de pixel cubierta por líquenes, cianobacterias, vegetación y suelo desnudo (Rodríguez-Caballero et al., 2014a).

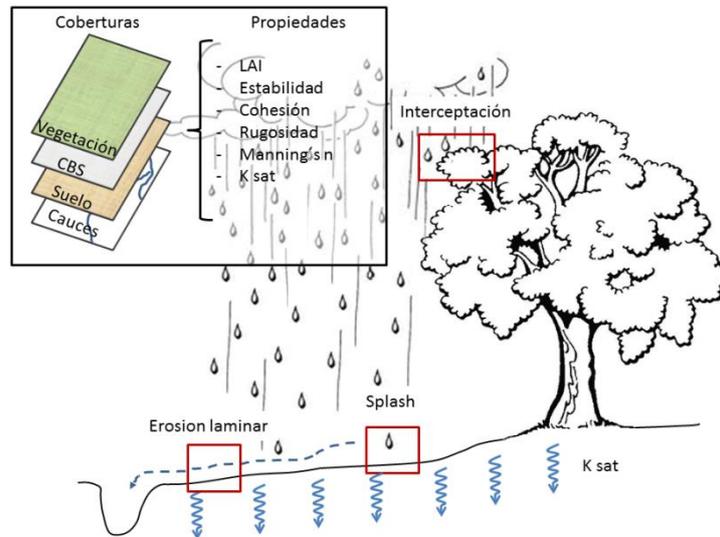


Figura 8. Parámetros introducidos en el modelo Open LISEM. La cobertura de suelo, de la costra biológica del suelo (CBS) y de la vegetación se calculó a partir de imágenes híper espectrales CASI, y la distribución de las unidades hidrológicas dentro de la cuenca a partir de datos obtenidos de Cantón et al. (2002b).

Una vez calculados los diferentes flujos de agua y sedimentos de forma espacialmente distribuida mediante el modelo LISEM, utilizamos el resultado de éste para evaluar cómo se redistribuye, dentro de la microcuenca, el CO procedente de las zonas cubiertas por biocostras y cuál es su contribución a la salida de la cuenca. Para ello se generó un nuevo modelo (script) en el SIG PCraster (script disponible en el Anexo) que simula como se redistribuye el CO desde las zonas dominadas por biocostras y cuantifica la cantidad total de CO procedente de estas zonas que se exporta fuera del sistema. Para este cálculo se estima la cantidad de agua y sedimento que alcanza cada pixel en cada instante de tiempo. La cantidad de agua se calcula como la suma de la precipitación y la escorrentía que llega del pixel situado aguas arriba, mientras que la cantidad de sedimento se calcula como la suma del sedimento que se desprende en el pixel y el sedimento que llega transportado por el flujo de agua. Una vez conocemos los input de agua y sedimento, y a partir de la concentración de CO en sedimento y agua medidas en las parcelas de escorrentía dominadas por biocostras durante el mismo un evento lluvioso, calculamos los flujos de agua y sedimento que provienen de las superficies encostradas biológicamente. Además, se realizó una simulación de la distribución del CO en un escenario sin biocostra para ver como su eliminación puede afectar a la redistribución y cantidad de CO exportado en la cuenca. El resultado de ambas simulaciones se comparó con el dato de COT medido en la salida de la microcuenca durante el mismo evento de lluvia y se determinó la fracción de éste que fue aportado por las áreas cubiertas por biocostras.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1 Movilización de CO a escala de parcela

##### 3.1.1 Influencia del tipo de biocostra y su eliminación en la movilización de CO durante una lluvia simulada de alta intensidad

El CO movilizado en agua (COD) y sedimentos (COS) en los diferentes tipos de costras durante el evento de lluvia simulada de alta intensidad se muestra en la Tabla 2. Los mayores valores de COD se registraron en las parcelas con costras físicas (Tabla 2) que mostraron valores significativamente más altos que la costra de cianobacterias incipientes, la cual mostró las menores pérdidas de COD. Las costras desarrolladas de cianobacterias y líquenes mostraron valores intermedios de COD entre ambas. La movilización de COS también fue significativamente mayor en las costras físicas que en las biocostras y, dentro de éstas, la movilización de COS disminuyó a medida que la costra fue más desarrollada (Tabla 2).

Tabla 2. Valor medio del carbono orgánico disuelto (COD), carbono orgánico en sedimentos (COS) y carbono orgánico total (COT), para los cuatro tipos de costras inalteradas y los respectivos suelos en los que se eliminó la costra. \* Las letras indican diferencias significativas entre tipos de costra. Los números en negrita indican diferencias significativas entre tratamientos.

Tipo de costra	COD (g m <sup>-2</sup> )		COS (g m <sup>-2</sup> )		COT (g m <sup>-2</sup> )	
	Intacta	Eliminada	Intacta	Eliminada	Intacta	Eliminada
Costra física	<b>0.47 ± 0.39<sup>a</sup></b>	<b>1.50 ± 1.30<sup>a</sup></b>	<b>7.36 ± 2.89<sup>a</sup></b>	<b>4.60 ± 1.96<sup>b</sup></b>	7.83 ± 3.27 <sup>a</sup>	4.95 ± 3.18 <sup>b</sup>
Cianobacteria incipiente	0.18 ± 0.15 <sup>b</sup>	1.16 ± 2.24 <sup>b</sup>	3.25 ± 2.05 <sup>b</sup>	4.41 ± 2.41 <sup>b</sup>	3.43 ± 2.16 <sup>b</sup>	5.57 ± 4.45 <sup>b</sup>
Cianobacteria	0.21 ± 0.12 <sup>ab</sup>	0.28 ± 0.20 <sup>b</sup>	<b>1.00 ± 1.04<sup>b</sup></b>	<b>3.69 ± 1.96<sup>b</sup></b>	<b>1.21 ± 1.15<sup>b</sup></b>	<b>3.97 ± 2.01<sup>b</sup></b>
Líquén	0.26 ± 0.08 <sup>ab</sup>	1.13 ± 2.01 <sup>b</sup>	<b>0.47 ± 0.17<sup>b</sup></b>	<b>10.7 ± 2.2<sup>a</sup></b>	<b>0.49 ± 0.40<sup>b</sup></b>	<b>13.2 ± 5.36<sup>a</sup></b>

Las pérdidas por COS representaron entre el 94% y el 64% de las pérdidas de carbono orgánico total (COT), y fueron considerablemente mayores que las pérdidas por COD en todas las biocostras. Esto significa que la movilización de COT estuvo controlada principalmente por el COS. Esta relación fue más fuerte en las costras físicas y las cianobacterias incipientes, para las cuales esta vía representó entre el 91% y el 94% de las pérdidas de CO, respectivamente. Esto explica por qué el COT siguió el mismo patrón que el COS en todos los tipos de costras. Es interesante apuntar que las pérdidas por COD procedentes de las parcelas con costras más evolucionadas (cianobacterias y líquenes) contribuyeron mucho más (22 y 42% respectivamente) sobre las pérdidas de COT que las costras físicas y las cianobacterias incipientes (5 y 9% respectivamente).

En general las concentraciones de COD [COD] fueron mayores en costra físicas (16.5 ± 12.5 mg L<sup>-1</sup>) que en biocostras (7.6 ± 2.7 mg L<sup>-1</sup>, 6.1 ± 1.6 mg L<sup>-1</sup> y 6.96 ± 5.92 mg L<sup>-1</sup> en líquenes, cianobacterias y cianobacterias incipientes, respectivamente). Por el contrario, las concentraciones de COS [COS] fueron mayores en biocostras

desarrolladas ( $38.3 \pm 9.3 \text{ g Kg}^{-1}$  en cianobacterias y  $47.8 \pm 3 \text{ g Kg}^{-1}$  en líquenes) que en cianobacterias incipientes ( $19.7 \pm 16.2 \text{ g Kg}^{-1}$ ), y mucho mayor que en las costras físicas ( $11.3 \pm 0.6 \text{ g Kg}^{-1}$ ).

La eliminación de la costra tuvo diferentes efectos en COD y COS dependiendo del tipo de costra. La eliminación de la costra física incrementó significativamente las pérdidas de COD (las pérdidas de COD fueron el triple después de su eliminación), pero tuvo un efecto contrario sobre la exportación de COS, la cual decreció significativamente después de la eliminación de la costra (Tabla 2). Por otro lado, la eliminación de las biocostras incrementó las pérdidas de COD, pero este aumento no fue significativo respecto a las pérdidas que se produjeron en las biocostras intactas (Tabla 2). En cambio, la eliminación de las biocostras tuvo un efecto muy importante en la movilización de COS, siendo este aumento significativo en todas las biocostras excepto en la costra de cianobacterias incipiente. El efecto fue especialmente notable en los líquenes, donde se produjo un aumento de hasta un orden de magnitud en la movilización de COS cuando dicha costra fue eliminada. De hecho, el mayor valor de COT del experimento se registró en las parcelas eliminadas de líquenes (Tabla 2).

La figura 9 muestra la relación entre la tasa de escorrentía (mm) de cada parcela y el COT ( $\text{g m}^{-2}$ ) (Figura 9a), y la tasa de erosión  $\text{g m}^{-2}$  (Figura 9b), durante el evento de lluvia simulada. El análisis de la relación entre la escorrentía total y el COT para todas las parcelas (considerando parcelas intactas y eliminadas juntas) muestra que no hubo una relación significativa entre el COT y la escorrentía ( $p=0.81$ ). Por el contrario, sí se encontró una relación significativa y positiva entre la tasa de erosión y el COT ( $r^2 = 0.96$ ,  $p < 0.05$ ).

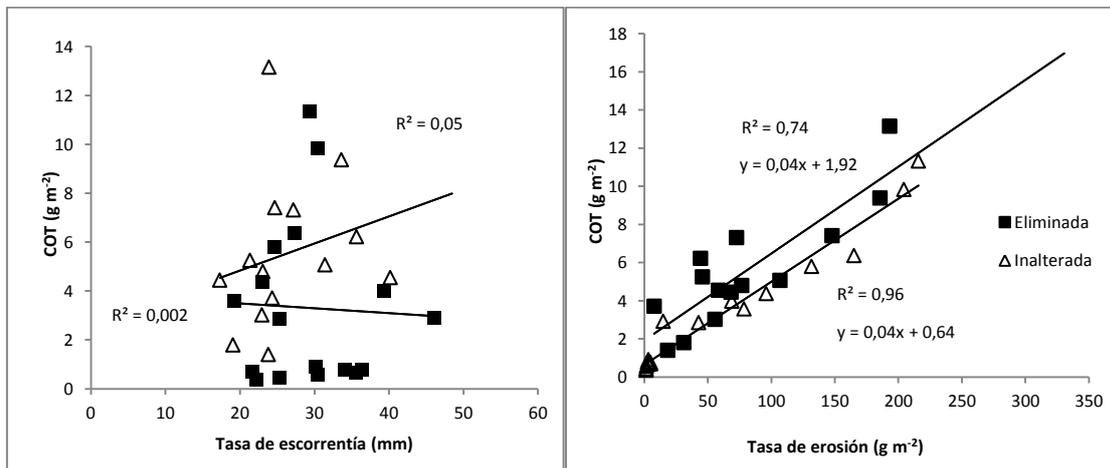


Figura "9". A la izquierda: relación entre el COT y la tasa de escorrentía. A la derecha: relación entre el COT y la tasa de erosión.

También analizamos la dinámica en la movilización de CO a lo largo de un evento de lluvia simulada para una costra física y una biocostra evolucionada (Figura 10) y el efecto de su alteración (Figura 11).

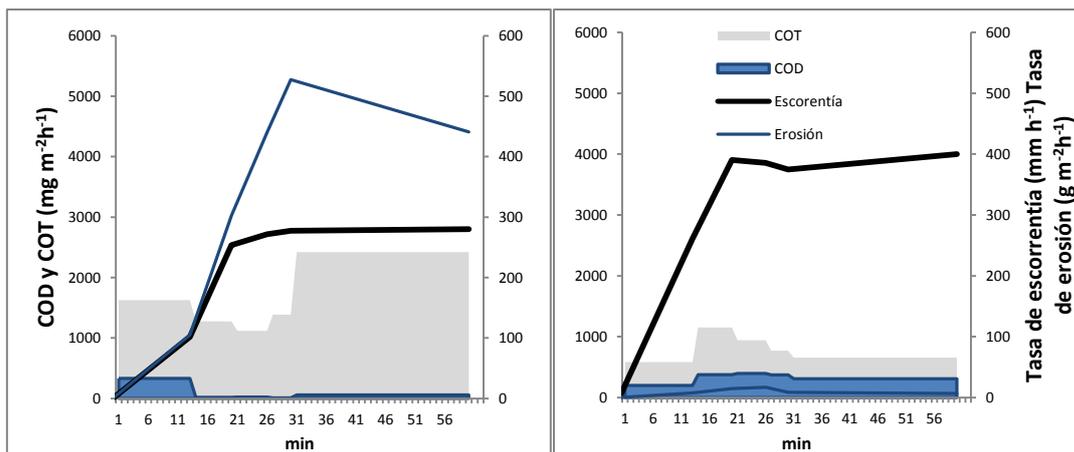


Figura “10”. Carbono orgánico total (COT), carbono orgánico disuelto (COD), carbono orgánico en sedimentos (COS), tasa de escorrentía y tasa de erosión durante una hora de simulación de lluvia (50 mmh<sup>-1</sup>) en: costra física intacta (izquierda) y líquenes intactos (derecha).

En la figura “10” se observa cómo, a pesar de que la escorrentía fue similar o incluso mayor en la costra de líquenes, la costra física lideró las pérdidas de CO debido, principalmente, a la alta tasa de erosión registrada a lo largo de la simulación en estas parcelas, las cuales fueron muy inferiores a las registradas en las parcelas de líquenes. En los primeros 13 minutos de simulación, las parcelas con costra física registraron las mayores pérdidas de COD, que luego disminuyeron durante el resto del evento. Las pérdidas de COS en dichas parcelas siguieron una tendencia opuesta, con valores más bajos en la primera mitad del evento y unas mayores pérdidas en la segunda mitad del evento. Respecto a las parcelas cubiertas por líquenes, la exportación de CO no experimentó cambios importantes, permaneciendo bastante estables los valores de COD y COS durante el evento.

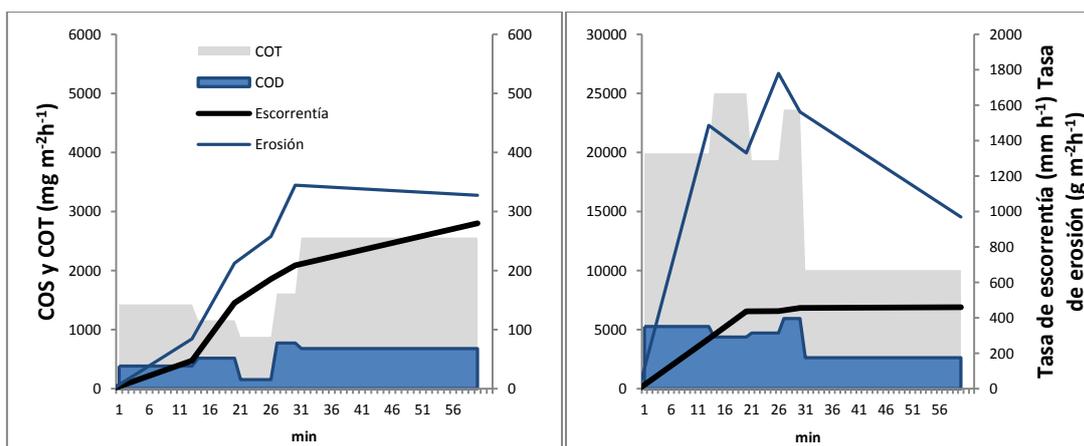


Figura “11”. Carbono orgánico total (COT), carbono orgánico disuelto (COD), carbono orgánico en sedimentos (COS), tasa de escorrentía y de erosión durante una hora de simulación de lluvia (50 mmh<sup>-1</sup>) en: costra física eliminada (izquierda) y líquenes eliminados (derecha).

La eliminación de la costra física aumentó inicialmente la infiltración, disminuyendo la escorrentía, por lo que aumentó la concentración de COD y su exportación durante la primera mitad del experimento, respecto a la costra inalterada. Sin embargo,

disminuyeron las pérdidas de COS y COT, ya que se redujo la erosión. Cuando el suelo se selló por el efecto de las gotas de lluvia (segunda parte de la simulación), disminuyó la infiltración y aumentó la escorrentía, aumentando las pérdidas de COD respecto a la costra física inalterada. No obstante, al final del evento, las diferencias entre la tasa de erosión, COS y COT no fueron significativas respecto a la costra física intacta.

Por otro lado, la eliminación de la biocostra trajo consigo un aumento muy grande de la tasa de erosión, lo que supuso un aumento de hasta 30 veces en las pérdidas por COD y COS al inicio de la simulación, reduciéndose estas diferencias hacia el final de la simulación pero manteniéndose aún muy superiores a las de la costra líquénica inalterada (Figura 11).

### 3.1.2 Influencia del tipo de biocostra y su eliminación en la movilización de CO bajo condiciones de lluvia natural

A lo largo del año hidrológico 2012-2013 se registraron 4 eventos de lluvia que generaron escorrentía (Tabla 3).

Tabla “3”. Características de los eventos de lluvia registrados que generaron escorrentía: cantidad e intensidad máxima en 5 minutos. \* Cantidad de lluvia resultante de la suma de varios pequeños eventos. +El segundo evento es la suma de varias pequeñas lluvias que tuvieron lugar en días consecutivos, por lo que la tasa de escorrentía fue en general baja en todas las parcelas.

Evento	Cantidad (mm)	$I_{\max}$ 5min (mm h <sup>-1</sup> )
1	27,53	78
2	34,72 *+	68
3	31 *	13,52
4	9.9	32,3

En la figura 12 se muestran las pérdidas de COD para los diferentes tipos de biocostras y suelos donde se eliminó la biocostra en los 4 eventos registrados. En el primer evento, ocurrido tras el verano, se registraron las mayores tasas de escorrentía y erosión y, por tanto, una mayor movilización de CO. Sólo en este evento se encontraron diferencias significativas entre tipos de superficie (p=0.03). La exportación de COD fue mayor en los suelos donde se eliminó la costra ( $0.946 \pm 0.003 \text{ g m}^{-2}$ ), que en los suelos con biocostras inalteradas ( $0.37 \pm 0.22 \text{ g m}^{-2}$  y  $0.22 \pm 0.13 \text{ g m}^{-2}$ , en líquenes y cianobacterias respectivamente) (Figura 12). A medida que transcurre tiempo desde la eliminación de la costra y en el evento posterior, donde la intensidad de la lluvia fue menor, se reducen dichas diferencias, siendo la concentración de COD en los tres tipos de superficie muy similar (ver segundo evento en la Figura 12). En el tercer evento de lluvia, las pérdidas de COD en las parcelas en las que se eliminó la costra son incluso menores que en los líquenes, que exportan casi 2 veces más COD. En el último evento, como la tasa de erosión fue prácticamente cero en las parcelas con biocostras y en las parcelas eliminadas, la exportación de COD fue prácticamente la misma en todas las superficies.

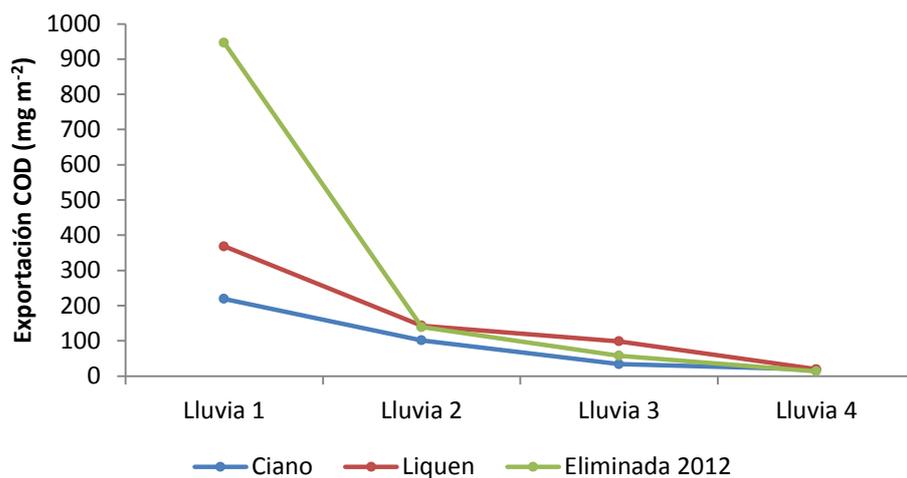


Figura 12. Tasa de exportación de carbono orgánico disuelto (COD) por evento en las parcelas con biocostra (cianobacterias y líquenes) y en las parcelas donde la costra se eliminó en 2012.

Cuando analizamos la exportación de COS (Figura 13) en las diferentes parcelas, el patrón es similar al descrito para el COD (Figura 13). De nuevo es el primer evento el que ocasiona las mayores diferencias entre los tres tipos de superficie, exportando las parcelas con la costra eliminada hasta 4.5 veces más que las cianobacterias y 17 veces más que las costras más desarrolladas de líquenes. No obstante, a pesar de que la exportación de COS fue mucho mayor en las parcelas con la costra eliminada respecto a las parcelas inalteradas, las diferencias sólo fueron marginalmente significativas ( $p=0.06$ ) debido a la gran variabilidad en las exportación de COS en las parcelas sin costra (que oscilaron entre valores de 3.5 y 19.7  $\text{g m}^{-2}$ ). Como ocurre en el caso anterior, en las siguientes lluvias, dado que las tasas de erosión fueron bajas, las diferencias se atenúan, y aunque la exportación de COS fue ligeramente mayor en las parcelas sin costra, no hubo diferencias significativas entre los tres tipos de superficie.

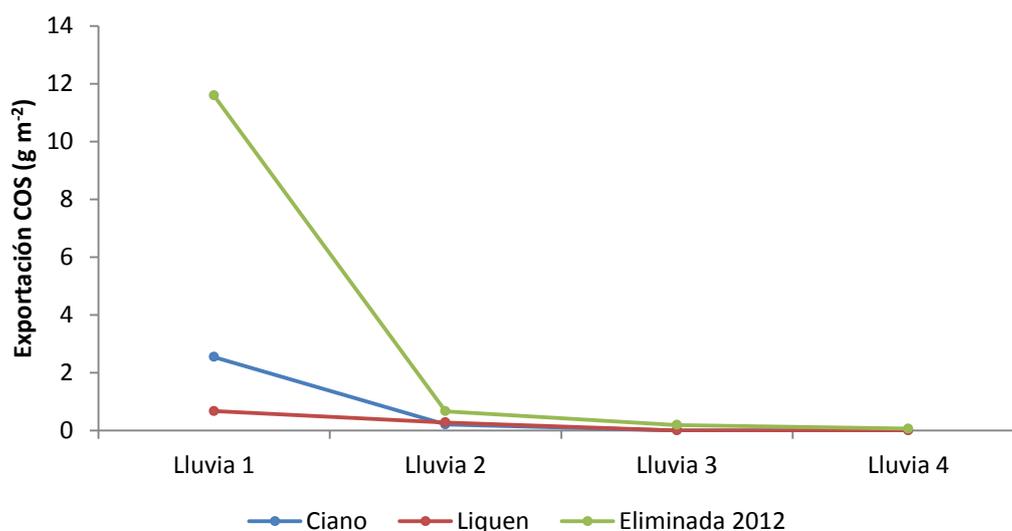


Figura 13. Tasa de exportación de carbono orgánico en sedimentos (COS) por evento en las parcelas con biocostra (cianobacterias y líquenes) y en las parcelas donde la costra se eliminó en 2012.

La figura 14 muestra la tasa anual de exportación de CO durante el año hidrológico 2012-2013. Si nos centramos en los datos de las biocostras intactas, se muestra que los líquenes exportaron casi el doble de COD que las cianobacterias ( $0.60 \text{ g m}^{-2}$  frente a  $0.37 \text{ g m}^{-2}$ ). Por otro lado, las cianobacterias exportaron aproximadamente 3 veces más COS que los líquenes.

La exportación total anual de COD para las parcelas donde se había eliminado la costra fue casi 4 veces superior que en las parcelas de cianobacterias ( $0.37$  frente a  $1.16 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ) y 2 veces superior a las parcelas de líquenes ( $0.60 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ), mientras que la cantidad total de COS en las parcelas donde se había eliminado la costra fue casi 5 veces superior a la parcelas de cianobacterias ( $2.63 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$  frente a  $12.60 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ) y 13 veces superior a la parcelas de líquenes ( $0.94 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ). Al tener el COS una influencia mayor en las pérdidas totales de CO, éste influyó de forma decisiva en el dato de COT anual ( $13.76 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$  en eliminadas,  $3 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$  en cianobacterias y  $1.54 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$  en líquenes).

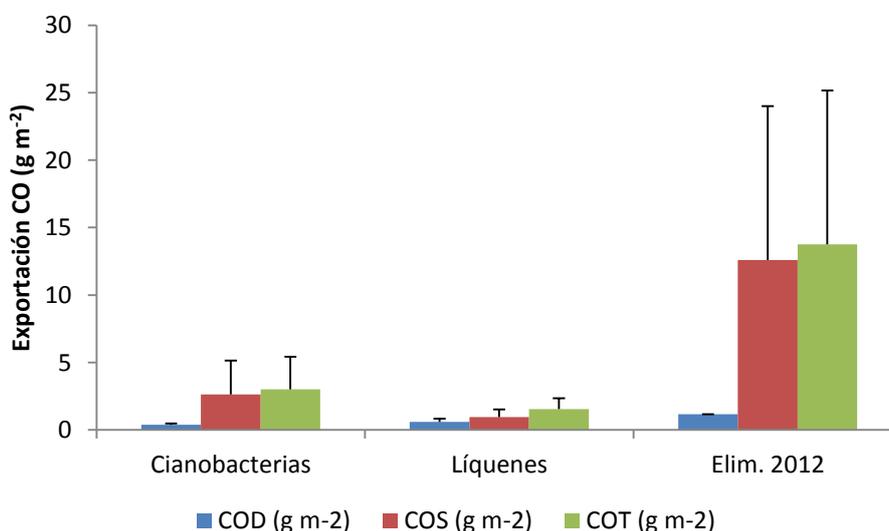


Figura 14. Carbono orgánico disuelto (COD), carbono orgánico en sedimentos (COS) y carbono orgánico total (COT) exportado anualmente en las parcelas con biocostra (cianobacterias y líquenes) y en las parcelas donde se eliminó la costra en 2012 (Elim. 2012 en la figura).

Al igual que se observó en el evento de lluvia simulada, para todas las costras las pérdidas por COS fueron mucho mayores que las pérdidas por COD, representando esta vía entre el 61% y el 91% del COT exportado. Resulta también interesante recalcar que las pérdidas por COD procedente de las parcelas con biocostras más desarrolladas, como es el caso de las costras liquénicas, contribuyeron mucho más (39%) a las pérdidas de COT que las costras de cianobacterias y la eliminada (12.5% y 8.4% respectivamente).

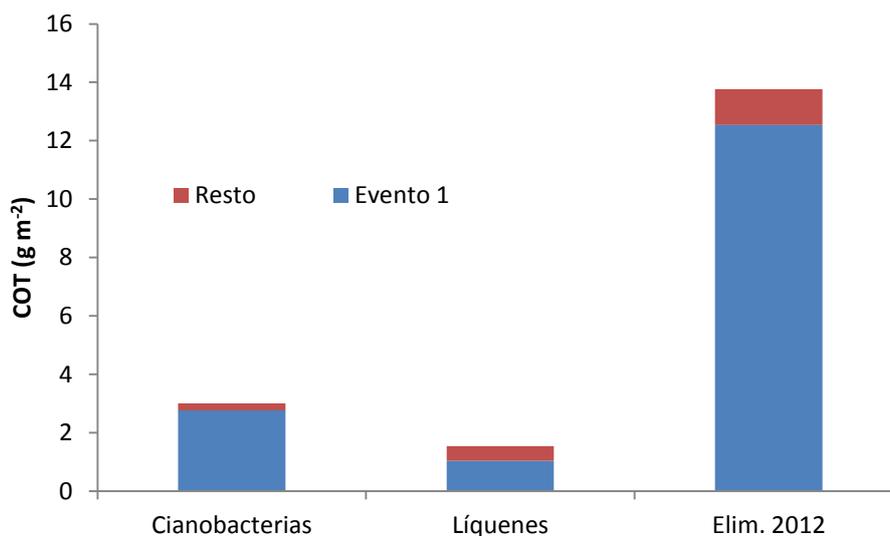


Figura 15. Influencia del primer evento en el COT para las parcelas con biocostra (cianobacterias y líquenes) y las parcelas donde se eliminó la costra en 2012 (Elim.2012 en la figura).

Por otro lado, es conveniente señalar la contribución que tiene el primer evento justo tras la eliminación de la biocostra (evento de 28 mm con una intensidad máxima en 5 minutos de  $78 \text{ mm h}^{-1}$ , Tabla 3) en la exportación total, representando éste entre 67% del total anual para los líquenes y el 91% para cianobacterias y eliminada (Figura 15). En este evento, aunque la concentración de COS ( $\text{g Kg}^{-1}$ ) fue mayor en el caso de las biocostras inalteradas ( $46.21 \text{ g Kg}^{-1}$  en cianobacterias y  $45 \text{ g Kg}^{-1}$  en líquenes) que en la costra eliminada ( $22.94 \text{ g Kg}^{-1}$ ), no tuvo un efecto tan significativo sobre la exportación total ya que ésta estuvo dominada preferentemente por la tasa de erosión, la cual fue mucho mayor en las parcelas con costra eliminada.

### 3.2 Movilización de CO a escala de ladera

A escala de ladera, encontramos un patrón similar en las pérdidas de CO al descrito a escala de parcela. A esta escala, sólo hubo tres eventos de lluvia que generaron escorrentía. El segundo evento, aunque con una cantidad total de lluvia de 35 mm, tuvo lugar durante varios días, de forma que no produjo escorrentía en la mayoría de parcelas, razón por la que este evento ha sido descartado en la presentación de los resultados.

En la figura 16 se muestran las pérdidas de COD para los tipos de biocostra y suelos con la biocostra en recuperación desde 2007 en los 3 eventos de lluvia. De nuevo es en el primer evento, ocurrido tras el verano, donde se produjeron las mayores pérdidas de COD, siendo los valores mayores en cianobacterias y líquenes ( $0.32$  y  $0.28 \text{ g m}^{-2}$ , respectivamente) que en las parcelas en recuperación ( $0.19 \text{ g m}^{-2}$ ), no obstante, las diferencias no fueron significativas ( $p=0.23$ ). La concentración siguió el mismo patrón, y fue mayor en biocostras inalteradas ( $27.70$  y  $25.6 \text{ g Kg}^{-1}$  en líquenes y cianobacterias) que en la biocostra en recuperación ( $17.7 \text{ g Kg}^{-1}$ ). La exportación sigue la misma dinámica que a escala de parcela, de modo que en lluvias de menor magnitud e intensidad, se reduce la exportación de COD. En lluvias poco intensas, la escorrentía es

mayor en las parcelas con la biocostra en recuperación que en las biocostras intactas, donde las tasas de escorrentía son generalmente bajas, por lo que las pérdidas de COD fueron mayores en las parcelas en recuperación que en las parcelas inalteradas (ver evento 2, figura 16). En lluvias poco intensas y de baja magnitud, las pérdidas de COD son prácticamente nulas en todos los tipos de superficie (ver evento 3, Figura 16).

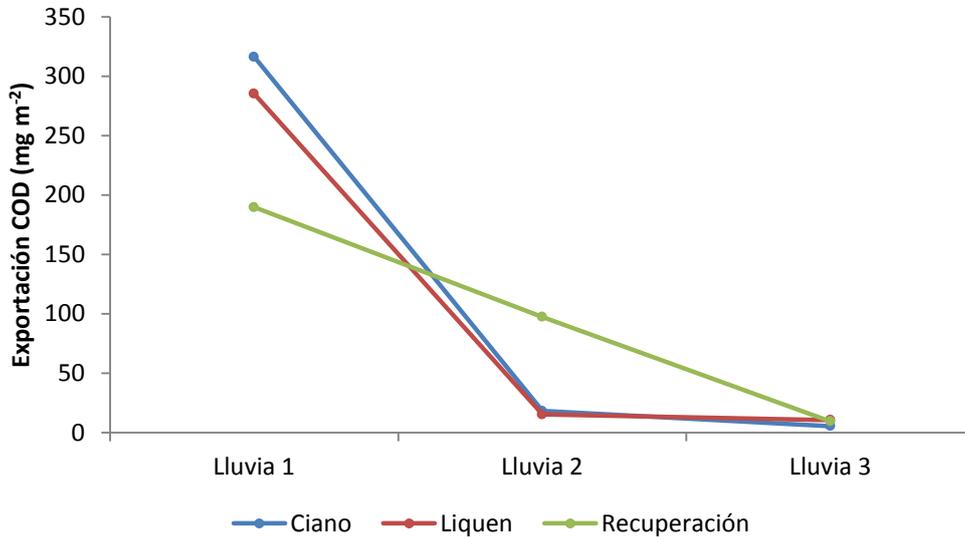


Figura 16. Tasa de exportación de carbono orgánico disuelto (COD) por evento en las laderas con biocostra (cianobacterias y líquenes) y en las laderas con biocostra en recuperación desde 2007.

Respecto a la exportación de COS, los mayores valores se registraron en el primer evento, y a diferencia del COD, las pérdidas fueron mayores en la biocostra en recuperación desde 2007 ( $1.7 \text{ g m}^{-2}$ ) que en las biocostras inalteradas que presentaron valores muy similares ( $1.15 \text{ g m}^{-2}$  en cianobacterias y  $1.02 \text{ g m}^{-2}$  en líquenes). Aunque las diferencias no fueron significativas ( $p=0.65$ ). En los otros dos eventos de lluvia de menor intensidad y magnitud, las pérdidas de COS fueron bajas en todos los tipos de superficie (Figura 17).

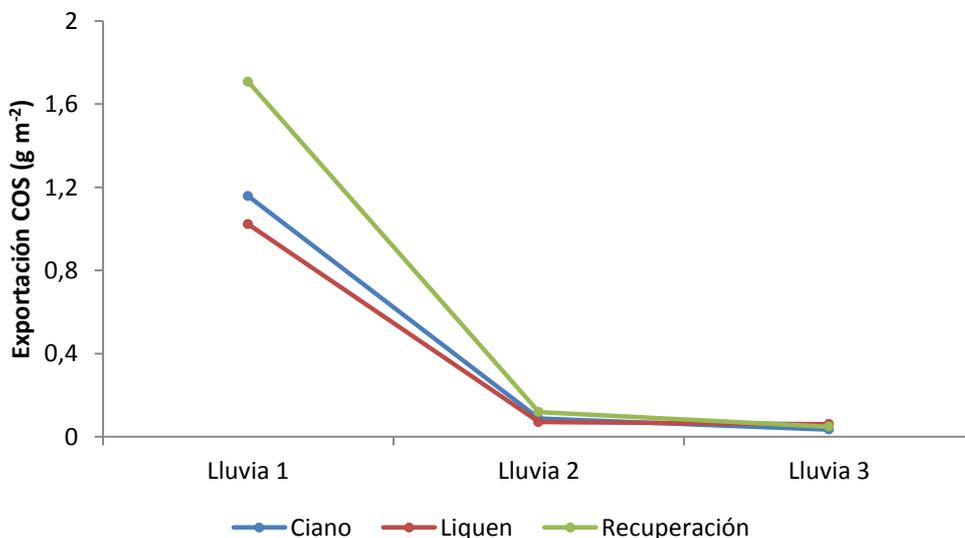


Figura 17. Tasa de exportación de carbono orgánico en sedimentos (COS) por evento en las laderas con biocostra (cianobacterias y líquenes) y en las laderas con biocostra en recuperación desde 2007.

En la figura 18 se muestran las pérdidas anuales total de COD, COS y COT a escala de ladera. A diferencia de lo que ocurría a escala de parcela, las diferencias en la exportación de COD se reducen entre los tipos de biocostras inalteradas, y tanto cianobacterias como líquenes muestran valores similares de pérdidas de COD debido a la gran influencia del primer evento sobre los demás. Así, las diferencias a escala anual entre los tipos de superficie en COD, COS y COT siguen el mismo patrón que el descrito anteriormente para el evento 1. Cabe destacar que las pérdidas totales de CO fueron mayores en las parcelas en recuperación ( $2.17 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ), seguido de cerca por cianobacterias ( $1.62 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ) y por líquenes ( $1.43 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ). Si bien el patrón se repite respecto a lo encontrado en las parcelas inalteradas, observamos la diferencia existente en el COT anual entre las parcelas donde se ha eliminado la costra recientemente (Figura 13) y aquellas donde la costra ha permanecido en evolución durante 5 años desde su eliminación ( $13.76 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$  en parcelas donde la costra se eliminó en 2012 frente a  $2.17 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$  en las laderas donde la costra ha permanecido en recuperación desde 2007).

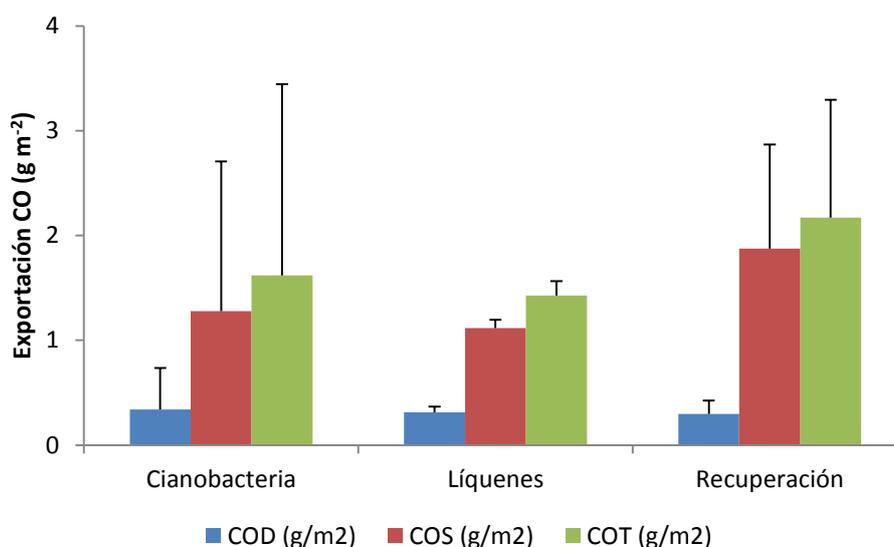


Figura 18. Carbono orgánico disuelto (COD), carbono orgánico en sedimentos (COS) y carbono orgánico total (COT) exportado anualmente en las laderas con biocostra (cianobacterias y líquenes) y en las laderas con la biocostra en recuperación desde 2007.

Al igual que ocurrió a escala de parcela, las pérdidas por COS tuvieron una notable influencia sobre el COT, entre el 78.2 % y el 86.3% del COT anual (Figura 19). Por otro lado, en esta ocasión la influencia del COD sobre el COT en líquenes no fue tan patente como lo fue en parcelas (22% en laderas frente a 39% en parcelas), pero sí se mantiene el mismo patrón en el que el COD tiene mayor influencia sobre el COT en líquenes que en los demás tipos de superficies.

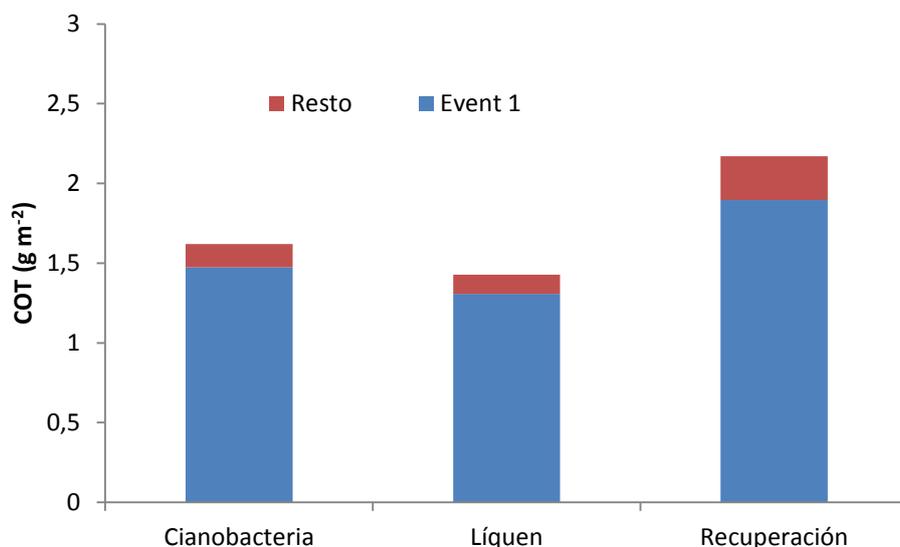


Figura 19. Influencia del primer evento en el COT para las laderas con biocostra (cianobacterias y líquenes) y las laderas con la biocostra en recuperación desde 2007.

Al igual que lo observado en parcelas, y como se ha comentado anteriormente, el primer evento jugó un papel crucial en la movilización de CO, representando éste valores cercanos al 90% del total exportado anualmente para todas las parcelas. Encontramos alguna diferencia respecto al COT exportado en las parcelas y laderas de líquenes, ya que a pequeña escala el primer evento supuso el 67% del COT exportado, mientras que en laderas el primer evento representó el 91%.

### 3.3 Movilización de CO a escala de cuenca

Cuando analizamos los datos de CO a escala de cuenca durante un evento ocurrido en Mayo de 2013 (evento 4 de la tabla 3), encontramos que a escala de cuenca, al igual que ocurría a escalas más detalladas, las pérdidas de CO estuvieron controladas principalmente por la erosión. Para este evento las tasas de escorrentía y la tasa de erosión fueron bajas ( $0,4 \text{ mm h}^{-1}$  y  $0,07 \text{ Kg m}^{-2}$ , tabla 4) lo que provocó en una baja exportación de COT ( $8114 \text{ g}$ ,  $0,37 \text{ g m}^{-2}$ ). Por otro lado, centrándonos exclusivamente en la exportación de la zonas de líquenes ( $0,54 \text{ ha}$ ) estimada con el modelo, la exportación total de CO fue casi despreciable ( $2,67 \text{ g}$ ), representando sólo el 0,03% del total del CO exportado por toda la cuenca. El CO fue movilizado desde las áreas cubiertas por biocostras a una tasa de  $0,50 \text{ mg m}^{-2}$ , si consideramos solo las superficies cuya cubierta dominante era de líquenes (ya que en la microcuenca estudiada las biocostras son principalmente líquenes) (Tabla 4). Este valor de exportación de CO es muy bajo si lo comparamos con el dato obtenido en las parcelas de líquenes en ese mismo evento ( $19,27 \text{ mg m}^{-2}$ ). En condiciones naturales, la mayoría de la erosión y, por ello, del CO, procedente de la zona de líquenes se redistribuye por la cuenca, depositándose principalmente en el piedemonte (Tabla 5) de forma que en estas zonas el sedimento no se conectó con el cauce y por lo tanto no se pierde el C en la red de drenaje los valores obtenidos para todas las variables recogidos en el aforo fueron

pequeños como se vio anteriormente. En estas condiciones, la mayor parte del sedimento generado en la cuenca procede de la zona de margas.

	Microcuenca						Áreas cubiertas por líquenes			
	P (mm)	$I_{5max}$ (mm h <sup>-1</sup> )	Tesc (mm)		Tero (kg m <sup>-2</sup> )		COT <sub>microcuenca</sub> (mg m <sup>-2</sup> )		COT <sub>parcela</sub> (mg m <sup>-2</sup> )	
			Con	Sin	Con	Sin	Con	Sin	Con	Sin
<b>Evento 4</b>	9.9	32.30	0.40	0.77	0.07	0.20	0.50	9.90	19.27	72.79

Tabla 4. Precipitación (mm), intensidad máxima en 5 minutos (mm h<sup>-1</sup>), tasa de escorrentía (mm) y de erosión (kg m<sup>-2</sup>) de la cuenca, y la tasa de exportación de COT de las zonas de líquenes tanto a escala de cuenca como de parcela. También se incluye el efecto de la eliminación en todas las variables.

Cuando eliminamos la costra, se observa un aumento de 19 veces en la erosión procedente de las zonas con líquenes (Tabla 5) por lo que se produce un aporte muy importante a la zona de piedemonte que conecta las laderas orientadas al norte con el cauce principal (Figura 20). Este aumento de la escorrentía y la erosión en las zonas donde se ha eliminado la costra produce un aumento de las pérdidas de CO asociado a dichos sedimentos. Tanto es así, que la tasa de escorrentía se duplicó y la de erosión se triplicó (Tabla 4), de forma que las pérdidas de COT procedente de las zonas de líquenes fueron de 209.5 g, que representa el 0.85% del COT exportado por la cuenca. La cantidad de CO exportada por las superficies cubiertas por líquenes se multiplicó por 20 después de la eliminación, aunque siguió siendo mucho menor que la tasa encontrada a escala de parcela (Tabla 4).

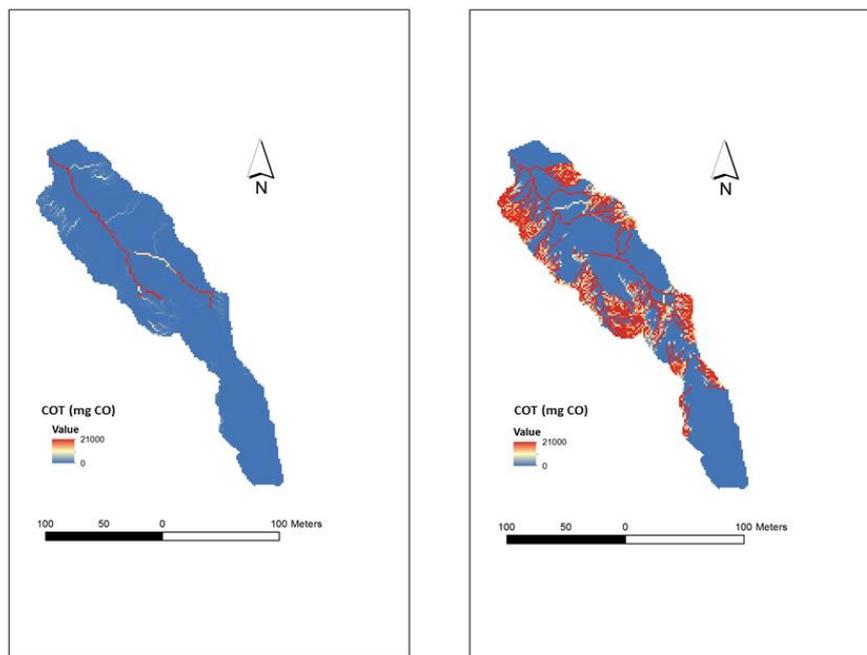


Figura 20. La imagen de la izquierda representa la exportación de Carbono Orgánico Total (COT) de las zonas cubiertas por líquenes en condiciones naturales. En la imagen de la derecha se muestra la exportación de COT en un escenario en el que se elimina la biocostra de dichas zonas.

Unidad de paisaje	Área (ha)	Erosión (ton)	
		Con biocostra	Sin biocostra
Líquenes	0.55	0.14	2.61
Piedemonte	0.58	-0.18	-1.07
Margas	0.64	1.89	3.94
Espartal	0.40	0.07	0.34

Tabla 5. Valores de erosión en toneladas para cada tipo de unidad de paisaje.

## 4. DISCUSIÓN

### 4.1 Movilización de CO en biocostras

Nuestros resultados indican que la presencia de biocostras disminuye las pérdidas de COT sustancialmente respecto a costras físicas (Tabla 2), contribuyendo a reducir la degradación del suelo, la cual es considerada uno de los principales vectores del cambio global en ecosistemas áridos y semiáridos (MAE 2005). Durante el evento intenso de lluvia simulada, la media de las pérdidas de COT para las costras físicas fue  $7.83 \pm 3.27 \text{ g m}^{-2}$ , mientras que en biocostras la tasa media fue de  $1.91 \pm 1.81 \text{ g m}^{-2}$  (variando entre  $3.43 \pm 2.16 \text{ g m}^{-2}$  para las biocostras menos desarrolladas, es decir, cianobacterias incipientes, hasta  $0.49 \pm 0.40 \text{ g m}^{-2}$  para biocostras más desarrolladas, como líquenes) (Tabla 2). Estos valores de movilización de CO están en consonancia con las medidas por Barger et al. (2006), quienes bajo una lluvia simulada de 38 mm durante 10 minutos, midieron pérdidas de COT desde 0.9 hasta  $7.9 \text{ g m}^{-2}$  para costras intactas de cianolíquenes desarrolladas y costras de cianobacterias poco desarrolladas, respectivamente. Sus resultados coinciden con los nuestros respecto a que el desarrollo de las biocostras reduce las pérdidas de COT como consecuencia de que las biocostras reducen notablemente la erosión (Bowker et al., 2008; Lázaro et al., 2008; Chamizo et al., 2012a), disminuyendo también la pérdida de nutrientes a través de esta vía. Además, nuestros resultados muestran que la movilización de CO tuvo lugar principalmente a través de los sedimentos, especialmente en costras físicas y cianobacterias incipientes en las cuales el COS representó alrededor del 94% del COT. En biocostras más desarrolladas, principalmente líquenes, el CO disuelto en agua jugó un importante rol en el COT exportado (42%). Sin embargo, aunque el COD representó un mayor porcentaje de pérdidas de COT en biocostras desarrolladas que en aquellas menos desarrolladas, en general las concentraciones de COD fueron mayores en costras físicas ( $16.5 \pm 12.5 \text{ mg L}^{-1}$ ) que en biocostras ( $7.6 \pm 2.7$ ,  $6.1 \pm 1.6 \text{ mg L}^{-1}$  y  $6.96 \pm 5.92 \text{ mg L}^{-1}$  en líquenes, cianobacterias y cianobacterias incipientes, respectivamente). Esto se debe a que la ausencia de biocostras favorece en esta zona de suelos poco desarrollados la disolución del CO fósil asociado al material parental (Graz et al. 2012). Por el contrario, las concentraciones de COS fueron mayores en biocostras desarrolladas ( $38.3 \pm 9.3 \text{ g Kg}^{-1}$  en cianobacterias y  $47.8 \pm 3 \text{ g Kg}^{-1}$  en líquenes) que en cianobacterias incipientes ( $19.7 \pm 16.2 \text{ g Kg}^{-1}$ ), y mucho mayor que en las costras físicas ( $11.3 \pm 0.6 \text{ g Kg}^{-1}$ ). Estos es debido principalmente a dos factores: el lavado de partículas atmosféricas finas ricas en CO depositadas en las microdepressiones que forma la superficie de las biocostras desarrolladas (Verrecchia et al., 1995; Palis et al. 1997; Reynolds et al., 2001; Nadeu et al., 2010) y el aumento del contenido en materia orgánica y nutrientes del suelo con la presencia de biocostras, especialmente de biocostras bien desarrolladas (Delgado-Baquerizo et al., 2010; Chamizo et al., 2012b; Kidron et al., 2010). Sin embargo, la alta erosión registrada en las superficies cubiertas por cianobacterias incipientes y costras físicas es responsable de la mayor exportación de COS (Figura 9) y, en consecuencia, de las mayores pérdidas de COT, en estas costras que en biocostras más desarrolladas de cianobacterias y líquenes.

En condiciones de lluvia natural, aunque, como es de esperar, la variabilidad en la movilización de CO en los tipos de costras es mayor que bajo condiciones de lluvia simulada como consecuencia de las complejas interacciones entre la precipitación, la costra y la generación de escorrentía y erosión (Rodríguez-Caballero et al., 2013), se observa el mismo patrón: la costra más desarrollada de líquenes confiere una mayor protección al suelo frente a la erosión y en consecuencia exporta menos COT que la costras menos desarrollada de cianobacterias. Este mismo patrón se observa tanto a escala de parcela como de ladera, y se hace más evidente cuanto mayor es la intensidad del evento de lluvia. Al igual que ocurría anteriormente, la influencia del COD en la exportación total de CO es mayor en líquenes que en cianobacterias, lo que no impide que el COT exportado sea mayor en estas últimas debido a la gran influencia que tiene el COS en el total.

Por otro lado, lo que se observa a ambas escalas espaciales es la influencia que tiene el primer evento en la exportación total de CO frente a los demás eventos (Figuras 15 y 19). Este evento, que ocurrió justo después de la sequía estival y que fue mayor en intensidad que los siguientes, generó una alta exportación de CO debido a la gran acumulación de partículas transportadas por el viento en las rugosidades de las costras después del verano que fueron lavadas durante el episodio lluvioso y, al mismo tiempo, al impacto de las gotas de lluvia y la escorrentía, que fueron capaces de dispersar microorganismos, especialmente líquenes y cianobacterias que viven en la superficie del suelo, registrándose tasas más elevadas de erosión. En eventos de baja intensidad, tanto la escorrentía como la erosión en suelos cubiertos por biocostras fue muy baja y la movilización de CO fue prácticamente nula en estas superficies (Figura 13 y 17)

Cuando analizamos como se redistribuye el CO exportado durante una lluvia por las superficies de líquenes a escalas más generales, podemos ver como la mayoría del CO movilizado en las zonas cubiertas por líquenes no salió fuera del sistema (Tabla 5, Figura 20), sino que se redistribuyó ladera abajo hacia las zonas de piedemonte, cubiertas por vegetación. Esta redistribución de agua y CO desde las áreas cubiertas por biocostras supone un aporte sostenible de CO por parte de las biocostras (líquenes en este caso) que es fundamental para el mantenimiento y supervivencia de la vegetación adyacente.

En resumen, nuestros datos muestran que las pérdidas de CO están controladas por la erosión y por la escorrentía (Fig. 9), contrariamente a los resultados de Barger et al. (2006), quienes encontraron que las pérdidas de COT estaban relacionadas positivamente con la escorrentía. Nuestros resultados demuestran que las pérdidas de CO sólo están relacionadas con la escorrentía indirectamente, ya que a medida que aumenta la escorrentía suele aumentar la erosión. Sin embargo, las altas tasas de escorrentía registradas en biocostras no están vinculadas a altas tasas de erosión (Cantón et al., 2011; Chamizo et al., 2012a). Así, los líquenes generan las tasas de escorrentía más altas (incluso más altas que en las costras físicas en algunos casos) debido a sus propiedades hidrófobas (Souza-Egipsy et al, 2002; Tighe et al, 2012), pero a su vez,

protegen fuertemente los suelos frente a la erosión del agua, lo que reduce las pérdidas de CO (Figura 10).

#### **4.2 Efectos de la eliminación de la biocostra en la movilización de CO**

De acuerdo con nuestros resultados, la eliminación de la biocostra produce un aumento importante de las pérdidas de CO del suelo. Este aumento es especialmente significativo inmediatamente después de eliminar la costra y durante eventos de lluvia de alta intensidad (Tabla 2, Figura 11). Los mayores impactos sobre las pérdidas de COD y COS después de la eliminación de la costra se produjeron en las parcelas de líquenes. Las costras de líquenes generan las tasas más bajas de erosión cuando están inalteradas, pero las más altas después de su eliminación, lo que resultó en las mayores pérdidas de COT. Los valores medidos después de la eliminación de la costra durante el evento de lluvia simulado de alta intensidad son similares a los encontrados por otros autores (Barger et al., 2006; Li et al., 2008). Barger et al. (2006) encontraron que las tasas de pérdida de COT fueron aproximadamente  $2 \text{ g m}^{-2}$  en parcelas donde se eliminaron costras de cianobacterias, que es una tasa muy similar a la que hemos medido nosotros después de la eliminación de la costra de cianobacterias desarrollada ( $3.97 \text{ g m}^{-2}$ ), durante la lluvia simulada de alta intensidad. Li et al. (2008) midieron pérdidas de COT de alrededor de  $3.2 \text{ g m}^{-2}$  en parcelas donde la biocostra y la vegetación habían sido eliminadas.

El aumento en la exportación de COT tras eliminar la biocostra se vio atenuado a medida que transcurrió la lluvia, de forma que las pérdidas de COT fueron mayores durante la primera mitad del evento simulado de lluvia, y disminuyeron a una tasa de pérdida de CO casi estable en la segunda mitad del evento de lluvia (Figura 11). Esto es así debido a que con el paso del tiempo el sedimento está cada vez menos enriquecido en CO debido al temprano agotamiento de los agregados más finos y ricos en CO (Palis et al., 1997; Wan y El-Swaify, 1998; Polyakov y Lal, 2004; Jin et al., 2009).

En condiciones de lluvia natural también se observó un aumento significativo de la exportación de COT después de eliminar la biocostra (Figura 14). Tanto es así, que en un evento ocurrido tras el periodo de sequía estival y justo después de la eliminación de la biocostra, se registraron valores de COT en las parcelas sin costra 4.5 y 17 veces mayores respecto a los encontrados en parcelas inalteradas de cianobacterias y líquenes, respectivamente. Al igual que ocurriera anteriormente, el efecto de la eliminación de la biocostra sobre la exportación de CO se vio atenuado con el tiempo, de forma que en eventos posteriores las diferencias entre biocostras intactas y suelos donde se eliminó la biocostra se redujeron, debido al previo lavado y progresivo agotamiento de CO en las parcelas sin costra y también a la menor magnitud e intensidad de los eventos de lluvia ocurridos posteriormente. No obstante, la exportación anual de COT en las parcelas eliminadas fue muy superior a las encontradas en las biocostras, debido a la influencia del primer evento sobre el total anual (Figura 15)

El análisis del efecto de la eliminación a escala de ladera tiene una peculiaridad, y es que a diferencia de la comparación establecida a escala de parcela, a esta escala no se

incluyó el efecto en la movilización de CO justo tras la eliminación de la biocostra, sino que se incluyeron parcelas en las que se llevó a cabo la eliminación de la costra en 2007 y han permanecido en recuperación desde entonces. Estas parcelas ya presentan una cobertura importante de cianobacterias con algunos líquenes pioneros, asemejándose a una ladera colonizada por costras de cianobacterias de etapas tempranas de la sucesión. Los datos muestran que la exportación anual en estas laderas es un poco superior a la encontrada en laderas inalteradas de cianobacterias y líquenes, pero las diferencias no son significativas. Además, para todas las laderas las tasas anuales de exportación de CO son muy inferiores a las encontradas a escala de parcela (tanto bajo condiciones de lluvia simulada como natural). Esto es debido a que a medida que aumenta la escala espacial de estudio, se reducen las tasas de escorrentía ya que aumenta la posibilidad de infiltración a lo largo de la parcela en las microdepresiones y al efecto que puede tener la vegetación para frenar la escorrentía y la erosión (Wilcox et al., 2003; Cammeraat, 2004). Finalmente, es muy interesante señalar que en el primer evento después del verano, la exportación de COS en las laderas con la biocostra en recuperación desde 2007 fue un 48% mayor que en cianobacterias, y un 67% más que en líquenes, a pesar de que la exportación de COD en ese mismo evento fue menor que lo exportado en las biocostras inalteradas (Figura 17). Esto es debido a que la erosión fue mayor en los suelos donde se alteró la costra, aunque la concentración de COD fue mayor en las biocostras inalteradas ( $27.7 \pm 25.3 \text{ mg L}^{-1}$  en cianobacterias,  $25.6 \text{ mg L}^{-1} \pm 0.1$  en líquenes) que en las biocostras en recuperación ( $17.7 \pm 0.7 \text{ mg L}^{-1}$ ). En general, nuestros resultados ponen de manifiesto la baja resiliencia que tienen las biocostras ante una alteración y el tiempo necesario para su recuperación y el regreso al estado inicial previo a la perturbación.

Cuando analizamos la repercusión de la alteración de la costra a escala de cuenca, vemos como tras eliminar la costra se produce un aumento local de la tasa de escorrentía y de erosión (Tabla 4) a la salida de la cuenca que aumenta las pérdidas de CO asociado a dichos sedimentos (Figura 20). Este se debe al aumento de escorrentía y erosión en las zonas donde se ha eliminado la costra, pero también a que este exceso de agua sobrepasa la capacidad de retención de los sumideros situados aguas abajo y aumenta la conectividad hidrológica del sistema, conectando las laderas donde se ha eliminado la costra con el cauce principal y aumentando así la exportación de CO fuera del sistema.

### **4.3 Implicaciones para el ecosistema**

Los resultados presentados en este trabajo cuantifican el CO disuelto en el agua de escorrentía y el CO asociado a los sedimentos que se moviliza en diferentes tipos de biocostras del suelo, a diferentes escalas espaciales y temporales, y bajo condiciones de lluvia natural y simulada. En ecosistemas áridos y semiáridos como el estudiado, el COD y el COS transportado por la escorrentía procedente de los parches encostrados biológicamente se compensa con el CO nuevamente fijado por los organismos de la biocostra a través de la fotosíntesis. El CO movilizado a través de la escorrentía es transportado desde las biocostras hasta los parches vegetados, convirtiéndose éste en un

proceso clave en el mantenimiento de la productividad vegetal en ecosistemas áridos y semiáridos (Ludwig et al., 1997; Puigdefábregas, 2005). Como ha señalado Brazier et al. (2014), las áreas cubiertas por biocostras entre plantas actúan como proveedores de CO a los parches vegetados mediante la generación de escorrentía y erosión, y juega un papel vital en la redistribución del CO del suelo en todo el paisaje, favoreciendo un aumento de la heterogeneidad y el funcionamiento del ecosistema (Ludwig et al., 2005).

Sin embargo, la eliminación de las biocostras incrementa la erosión hídrica y eólica (Eldridge and Greene, 1994; McKenna-Neuman et al., 1996; Bowker et al., 2008; Lázaro et al., 2008; Chamizo et al., 2010, 2012a;), desencadenando la pérdida de CO y reduciendo la capacidad del suelo para atrapar las partículas de polvo enriquecidas en nutrientes (Reynolds et al., 2001). Las perturbaciones humanas en las zonas semiáridas conducen a la alteración de las biocostras, alterando la transferencia equilibrada de CO a los parches de vegetación. Durante la primera lluvia después de una perturbación, se espera una mayor exportación de CO a los parches de vegetación. Pero esta "mejoría inicial" disminuye con el tiempo una vez que el CO es lavado y una costra física se forma en las zonas alteradas por el impacto de las gotas de lluvia. Así, la destrucción de las biocostras acelera fuertemente la erosión y el agotamiento de nutrientes en los parches alterados, resultando en un empobrecimiento del contenido en CO de las áreas entre planta y reduciéndose así el posible beneficio inicial. En lluvias posteriores, la destrucción de las biocostras y la consiguiente formación de costras físicas generará mayores tasas de escorrentía y erosión que zonas donde la biocostra permanece inalterada. A lo anterior hay que sumar que la eficacia de la vegetación en la captura de agua y sedimentos es limitada (Rodríguez-Caballero et al., 2014b), por tanto, es de esperar que una vez que se supere la capacidad de la vegetación para retener el agua y los sedimentos, los flujos de agua y sedimentos enriquecidos en CO se transfieran fuera del sistema (Figura 19) reduciendo su productividad y su capacidad de retención de agua, sedimentos y nutrientes en los eventos de lluvias futuras. Así, gran parte del agua de escorrentía, sedimentos y nutrientes, que en condiciones inalteradas habría sido atrapado y almacenado en los parches vegetados, acaba fuera del sistema, lo que conduce a una disminución de la productividad de la vegetación, la alteración del normal funcionamiento de estos ecosistemas y la evolución a un sistema más degradado (Belnap et al., 2005; Ludwig et al., 2005).

## 5. CONCLUSIÓN

Las biocostras desempeñan un papel clave en el aporte de CO al suelo en zonas áridas y semiáridas, especialmente en sistemas donde la cobertura vegetal es muy reducida, como los sistemas de cárcavas (o badlands). La pérdida total o parcial de las biocostras por actividades humanas como el sobrepastoreo o el pisoteo aumentan drásticamente la erosión, lo cual tiene importantes implicaciones en las pérdidas de CO, que provocan una disminución de la fertilidad del suelo en estos ecosistemas. Estos cambios pueden afectar a la productividad de la vegetación adyacente, así como al normal funcionamiento del ecosistema. Además, en la mayoría de los casos la eliminación de la biocostra da lugar a la formación de costras físicas o incipientes que aumentan la escorrentía y la erosión y disminuyen el contenido en CO del suelo, lo que puede desencadenar o agravar procesos de degradación en estos ecosistemas.

En este trabajo, el análisis de la movilización de CO desde las biocostras a escala de parcela, ladera y cuenca además de establecer los efectos de las biocostras y su alteración en la movilización de CO a diferentes escalas espaciales y temporales, proporciona información crucial para la cuantificación del balance de C en ecosistemas áridos y semiáridos donde las biocostras constituyen una componente fundamental de la superficie del suelo.

## 6. REFERENCIAS

- Baartman, J.E., Jetten, V.G., Ritsema, C.J., de Vente, J., 2012. Exploring effects of rainfall intensity and duration on soil erosion at the catchment scale using openLISEM: Prado catchment, SE Spain. *Hydrological Processes*. 26, 1034-1049.
- Barahona, E., Fernández, J., Mingorance, M.D. 2005. Determinación rápida de carbono orgánico en suelos por oxidación vía húmeda. Control de degradación de suelos, coord. Por Raimundo Jiménez Ballesta, Ana María Álvarez González, Vol. 1, (Libro de actas), ISBN 84-689-2620-5, 737-741.
- Barger, N.N., Herrick, J.E., Van Zee, J., Belnap, J., 2006. Impacts of biological soil crust disturbance and composition on C and N loss from water erosion. *Biogeochemistry*. 77, 247-263.
- Belnap J. 2003a. Comparative structure of physical and biological soil crusts. En: Belnap J, Lange OL (eds), *Biological soil crusts: structure, function, and management*. Berlin: Springer-Verlag. 177-191.

- Belnap, J., 2003b. Microbes and microfauna associated with biological soil crusts. En: Belnap, J., Lange O.L. (Eds.): Biological soil crusts: structure, function, and management. Revised 2nd printing. Berlin: Springer–Verlag.
- Belnap, J., 2006. The potential roles of biological soil crusts in dryland hydrologic cycles. *Hydrological Processes*. 20, 3159-3178.
- Belnap, J., Gardner, J.S., 1993. Soil microstructure in soils of the Colorado Plateau. The role of the cyanobacterium *Microcoleus vaginatus*. *Great Basin Naturalist*. 53, 40-47.
- Belnap, J., Eldridge, D.J. 2003. Disturbance and recovery of biological soil crusts. En: Belnap, J., Lange, O.L. (Eds.), Biological soil crusts: structure, function and management. Berlin: Springer–Verlag. 363–383.
- Bowker, M.A. 2007. Biological soil crust rehabilitation in theory and practice: an underexploited opportunity. *Restoration Ecology*. 15, 13–23 (Review).
- Bowker, M.A., Belnap, J., Bala Chaudhary, V., Johnson, N.C., 2008. Revisiting classic water erosion models in drylands: The strong impact of biological soil crusts. *Soil Biol.Biochem*. 40, 2309-2316.
- Brazier, R.E., Turnbull, L., Wainwright, J., Bol, R., 2014. Carbon loss by water erosion in drylands: Implications from a study of vegetation change in the south-west USA. *Hydrological Processes*. 28, 2212-2222.
- Cammeraat, E.L.H. (2004). Scale dependent thresholds in hydrological and erosion response of a semi-arid catchment in southeast Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 104, 317-332
- Calvo-Cases, A., Gisbert, B., Palau, E., Romero, M., 1988. Un simulador de lluvia de fácil construcción. In: Sala, M., Gallart, F. (Eds.), *Métodos y técnicas para la medición en el campo de procesos geomorfológicos*. Vol 1. Zaragoza: Sociedad Española de Geomorfología.
- Cantón, Y. Domingo, F., Solé-Benet, A. Puigdefábregas, J. 2001a. Hydrological and erosion response of a badlands system in semiarid SE Spain. *Journal of Hydrology*. 252, 65-84.
- Cantón, Y., Solé-Benet, A., Queralt, I., and Pini, R. 2001b. Weathering of a gypsum-calcareous mudstone under semi-arid environment at Tabernas, SE Spain: laboratory and field-based experimental approaches. *Catena*. 44, 111-132.
- Cantón, Y., Domingo, F., Solé-Benet, A., and Puigdefábregas, J. 2002a. A physically-based distributed model for runoff generation for the Tabernas badlands, SE Spain. *Hydrological Processes*. 16, 2621-2643.

- Cantón, Y., Domingo, F., Solé-Benet, A., Puigdefábregas, J., 2002b. Influence of soil-surface types on the overall runoff of the Tabernas badlands (south-east Spain): Field data and model approaches. *Hydrological Processes*. 16, 2621-2643.
- Cantón, Y., Solé-Benet, A., Lázaro, R., 2003. Soil-geomorphology relations in gypsiferous materials of the tabernas desert (almería, se Spain). *Geoderma*. 115, 193-222.
- Cantón, Y., Solé-Benet, A., Domingo, F. 2004. Temporal and spatial patterns of soil moisture in semiarid badlands of SE Spain. *Journal of Hydrology*. 285, 199-214.
- Cantón, Y., Solé-Benet, A., de Vente, J., Boix-Fayos, C., Calvo-Cases, A., Asensio, C., et al., 2011. A review of runoff generation and soil erosion across scales in semiarid south-eastern Spain. *Journal of Arid Environments*. 75, 1254-1261.
- Capel Molina, J. J. 1986. El clima de la provincia de Almería. Publicaciones de la Caja de Ahorros de Almería. 262 pp. Almería.
- Castillo-Monroy, A.P., Maestre, F.T. 2011. La costra biológica del suelo: Avances recientes en el conocimiento de su estructura y función ecológica. *Revista Chilena de Historia Natural*. 84, 1-21.
- Castillo Requena, J.M. 1989. El Clima de Andalucía. Instituto de Estudios Almerienses. Almería. 293 pp.
- Cerdá, A., 1996. Seasonal variability of infiltration rates under contrasting slope conditions in southeast Spain. *Geoderma*. 69, 217-232.
- Cerdá, A., Ibáñez, S., Calvo, A. 1997. Design and operation of a small and portable rainfall simulator for rugged terrain. *Soil Technology*. 11, 163–170.
- Chamizo, S., Rodríguez-Caballero, E., Miralles-Mellado, I., Afana, A., Lázaro, R., Domingo, F., et al., 2010. Characteristics of physical and biological soil crusts with high influence in infiltration and erosion in Mediterranean ecosystems. *Pirineos*. 165, 69-96.
- Chamizo, S., Cantón, Y., Lázaro, R., Solé-Benet, A., Domingo, F., 2012a. Crust composition and disturbance drive Infiltration through biological soil crusts in semiarid ecosystems. *Ecosystems*. 15, 148-161.
- Chamizo, S., Cantón, Y., Miralles, I., Domingo, F., 2012b. Biological soil crust development affects physicochemical characteristics of soil surface in semiarid ecosystems. *Soil Biol.Biochem*. 49, 96-105.
- Chaudhary, V.B., Bowker, M.A., O'Dell, T.E., Grace, J.B., Redman, A.E., Rillig, M.C., et al., 2009. Untangling the biological contributions to soil stability in semiarid shrublands. *Ecol.Appl*. 19, 110-122.

- Delgado-Baquerizo, M., Castillo-Monroy, A.P., Maestre, F.T., Gallardo, A., 2010. Changes in the dominance of N forms within a semi-arid ecosystem. *Soil Biol. Biochem.* 42, 376-378.
- Elbert, W., Weber B., Burrows S., Steinkamp, J., Büdel, B., Andreae, M.O., Pöschl, U. 2012. Contribution of cryptogamic covers to the global cycles of carbon and nitrogen. *Nature Geoscience.* 5, 459–462.
- Eldridge, D.J., Greene, R.S.B., 1994. Microbiotic soil crusts: A review of their roles in soil and ecological processes in the rangelands of Australia. *Aust.J.Soil Res.* 32, 389-415.
- Eldridge, D.J., Bowker, M.A., Maestre, F.T., Alonso, P., Mau, R.L., Papadopoulos, J., Escudero, A. 2010. Interactive effects of three ecosystem engineers on infiltration in a semi-arid Mediterranean grassland. *Ecosystems.* 13, 499–510.
- Evans, R.D., Lange, O.L. 2003. Biological soil crusts and ecosystem nitrogen and carbon dynamics. En: Belnap, J., Lange, O.L. (Eds.), *Biological soil crusts: structure, function and management.* Berlin: Springer-Verlag. 263–279.
- Graz, Y., Di-Giovanni, C., Copard, Y., Mathys, N., Cras, A., Marc, V., 2012. Annual fossil organic carbon delivery due to mechanical and chemical weathering of marly badlands areas. *Earth Surf.Process.Landforms.* 37, 1263-1271.
- Housman, D.C., Powers, H.H., Collins, A.D., Belnap, J. 2006. Carbon and nitrogen fixation differ between successional stages of biological soil crusts in the Colorado Plateau and Chihuahuan Desert. *Journal of Arid Environments.* 66, 620–634.
- Jin, K., Cornelis, W.M., Gabriels, D., Baert, M., Wu, H.J., Schiettecatte, W., et al., 2009. Residue cover and rainfall intensity effects on runoff soil organic carbon losses. *Catena.* 78, 81-86.
- Jasoni, R.L., Smith, S.D., Arnone, J.A., 2005. Net ecosystem CO<sub>2</sub> exchange in Mojave Desert shrublands during the eighth year of exposure to elevated CO<sub>2</sub>. *Global Change Biology.* 11, 749–756.
- Karnieli, A., Tsoar, H., 1995. Satellite spectral reflectance of biogenic crust developed on desert dune sand along the Israel-Egypt border. *International Journal of Remote Sensing.* 16, 369-374.
- Karnieli, A., Shachak, M., Tsoar, H., Zaady, E., Kaufman, Y., Danin, A., Porter, W., 1996. The effect of microphytes on the spectral reflectance of vegetation in semi-arid regions. *Remote Sensing of Environment.* 57, 88-96.
- Karnieli, A., Kidron, G.J., Glaesser, C., Ben-Dor, E. 1999. Spectral characteristics of cyanobacteria soil crust in semiarid environments. *Remote Sensing of Environment.* 69, 67–75.

- Kidron, G.J., Vonshak, A., Abeliovich, A., 2009. Microbiotic crusts as biomarkers for surface stability and wetness duration in the Negev Desert. *Earth Surf.Process.Landforms*. 34, 1594-1604.
- Kidron, G.J., Vonshak, A., Dor, I., Barinova, S., Abeliovich, A., 2010. Properties and spatial distribution of microbiotic crusts in the Negev Desert, Israel. *Catena*. 82, 92-101.
- Kleverlaan, K. 1989. Neogene history of the Tabernas basin (SE Spain) and its Tortonian submarine fan development. *Geologie en Mijnbouw*. 68, 421-432.
- Lal, R., 2003. Soil erosion and the global carbon budget. *Environ.Int.* 29, 437-450.
- Lázaro, R., Rey, J.M. 1991. Sobre el clima de la provincia de Almería (SE Ibérico): primer ensayo de cartografía automática de medias anuales de temperatura y precipitación. *Suelo y Planta*, 61-68.
- Lázaro, R., Cantón, Y., Solé-Benet, A., Bevan, J., Alexander, R., Sancho, L.G., et al., 2008. The influence of competition between lichen colonization and erosion on the evolution of soil surfaces in the Tabernas badlands (SE Spain) and its landscape effects. *Geomorphology*. 102, 252-266.
- Li, X.J., Li, X.R., Song, W.M., Gao, Y.P., Zheng, J.G., Jia, R.L., 2008. Effects of crust and shrub patches on runoff, sedimentation, and related nutrient (C, N) redistribution in the desertified steppe zone of the Tengger Desert, Northern China. *Geomorphology*. 96, 221-232.
- Ludwig, J.A., Tongway, D.J., Freudenberger, D., Noble, J., Hodgkinson, K., 1997. *Landscape ecology function and management: Principles from Australia's Rangelands*. CSIRO Publications, Collingwood, Australia.
- Ludwig, J.A., Wilcox, B.P., Breshears, D.D., Tongway, D.J., Imeson, A.C., 2005. Vegetation patches and runoff-erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. *Ecology*. 86, 288-297.
- Maestre, F.T., Bowker, M.A., Cantón, Y., Castillo-Monroy, A.P., Cortina, J., Escolar, C., Escudero, A., Lázaro, R., Martínez, I. 2011. Ecology and functional roles of biological soil crusts in semi-arid ecosystems of Spain. *Journal of Arid Environments*. 75, 1282-1291.
- Mager, D.M. 2010. Carbohydrates in cyanobacterial soil crusts as a source of carbon in the southwest Kalahari, Botswana. *Soil Biology & Biochemistry*. 42, 313-318.
- Maïga-Yaleu, S., Guiguemde, I., Yacouba, H., Karambiri, H., Ribolzi, O., Bary, A., et al., 2013. Soil crusting impact on soil organic carbon losses by water erosion. *Catena*. 107, 26-34.

- Martínez-Martínez, S., Faz Cano, A., Acosta Avilés, J.A., 2009. Contenido en carbono orgánico como indicador del proceso de desertificación en suelos desarrollados de material parental volcánico en la Región de Murcia.
- Mazor, G., Kidron, G.J., Vanshak, A., Abeliovich, A. 1996. The role of cyanobacterial exopolysaccharides in structuring desert microbial crusts. *FEMS Microbiology Ecology*. 21, 121–130.
- McKenna-Neuman, C., Maxwell, C.D., Boulton, J.W., 1996. Wind transport of sand surfaces crusted with photoautotrophic microorganisms. *Catena*. 27, 229-247.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA), 2005. Drylands Systems. Chapter 22. In: *Ecosystems and Human Wellbeing: Current State and Trends*, Volume 1. Island Press.
- Nadeu, E., Noix-Fayos, C., De Vente, J., López, J., Martínez-Mena, M., 2010. Organic carbon mobilization by different erosive processes in the slope-channel connection. *Pirineos*. 157-177.
- O'Callagan, J. F., & Mark, D. M. (1984). The extraction of drainage networks from digital elevation data. *Computer Vision Graphic Image Processing*. 28, 328–344.
- Palis, R.G., Ghandiri, H., Rose, C.W., Saffigna, P.G., 1997. Soil erosion and nutrient loss. III. Changes in the enrichment ratio of total nitrogen and organic carbon under rainfall detachment and entrainment. *Aust.J.Soil Res.* 35, 891-905.
- Polyakov, V.O., Lal, R., 2004. Soil erosion and carbon dynamics under simulated rainfall. *Soil Sci.* 169, 590-599.
- Puigdefábregas, J., 2005. The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. *Earth Surf.Process.Landforms*. 30, 133-147.
- Reynolds, R., Belnap, J., Reheis, M., Lamothe, P., Luiszer, F., 2001. Aeolian dust in Colorado Plateau soils: Nutrient inputs and recent change in source. *Proc.Natl.Acad.Sci.U.S.A.* 98, 7123-7127.
- Reynolds, J.F. et al. 2007. Global desertification: building a science for dryland development. *Science*. 316, 847–851.
- Rodríguez-Caballero, E., Cantón, Y., Chamizo, S., Afana, A., Solé-Benet, A., 2012. Effects of biological soil crusts on surface roughness and implications for runoff and erosion. *Geomorphology*. 145-146, 81-89.
- Rodríguez-Caballero, E., Cantón, Y., Chamizo, S., Lázaro, R., Escudero, A., 2013. Soil Loss and Runoff in Semiarid Ecosystems: A Complex Interaction Between Biological Soil Crusts, Micro-topography, and Hydrological Drivers. *Ecosystems*. 16, 529-546.
- Rodríguez-Caballero, E., Escribano, P., Cantón, Y., 2014a. Advanced image processing methods as a tool to map and quantify different types of biological soil crust. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 90, 59-67.

- Rodríguez-Caballero, E., Cantón, Y., Lázaro, R., Solé-Benet, A., 2014b. Cross-scale interactions between surface components and rainfall properties. Non-linearities in the hydrological and erosive behavior of semiarid catchments. *Journal of Hydrology*. 517, 815–825.
- Schulten, J.A. 1985. Soil aggregation by cryptogams of sand prairie. *American Journal of Botany*. 72, 1657–1661.
- Sole-Benet, A., Calvo, A., Cerda, A., Lazaro, R., Pini, R. y Barbero, J. 1997. Influences of micro-relief patterns and plant cover on runoff related processes in badlands from Tabernas (SE Spain). *Catena*. 31, 23-38.
- Souza-Egipsy, V., Ascaso, C., Sancho, L.G., 2002. Water distribution within terricolous lichens revealed by scanning electron microscopy and its relevance in soil crust ecology. *Mycol.Res.* 106, 1367-1374.
- Tighe, M., Haling, R.E., Flavel, R.J., Young, I.M., 2012. Ecological succession, hydrology and carbon acquisition of biological soil crusts measured at the micro-Scale. *PLoS ONE*. 7, e48565.
- Verrecchia, E., Yair, A., Kidron, G.J., Verrecchia, K., 1995. Physical properties of the psammophile cryptogamic crust and their consequences to the water regime of sandy soils, north-western Negev Desert, Israel. *J.Arid Environ.* 29, 427-437.
- Wan, Y., El-Swaify, S.A., 1998. Sediment enrichment mechanisms of organic carbon and phosphorus in a well-aggregated Oxisol. *J.Environ.Qual.* 27, 132-138.
- Wilcox BP, Breshears DD, Allen CD (2003) Ecohydrology of a resource conserving semiarid woodland: effects of scale and disturbance. *Ecol Monogr*. 73, 223-239.
- Wohlfahrt, G., Fenstermaker, L.F., Arnone, J.A., 2008. Large annual net ecosystem CO<sub>2</sub> uptake of a Mojave Desert ecosystem. *Global Change Biology*. 14, 1475–1487.
- Zhang, Y. 2005. The microstructure and formation of biological soil crusts in their early developmental stage. *Chinese Science Bulletin*. 50, 117–121.
- Zhao, Y., Qin, N., Weber, B., Xu, M., 2014. Response of biological soil crusts to raindrop erosivity and underlying influences in the hilly Loess Plateau region, China. *Biodiversity and Conservation*. 23, 1669-1686.

## 7. ANEXO 1

# modelo para calcular el transporte de sedimento desde zonas encostradas biologicamente

### binding

```
cero=cero.map;
unidades= units.map;
DOC = doc.map; # concentracion CO en agua
SOC = soc.map; # concentracion CO en sedimento
rain_Series=lluvia.tss;
I =infil;
In = in_ok;
Run = ro;
excess= excess;
Runac= runac;
runoff= runoff;
excessCO =excesDOC;
RunacCO = RunacDOC;
det = detac;
dep = depos;
erac = erac;
OutC = outC;
OutCO = OutCO;
COex = COex;
COexc = COexc;
eroacCO = eroacCO ;
cumDOC = cumDOC;
cumSOC = cumSOC;
cumoutCO= cumoutCO;
cumexCO = cumexCO;
cumOutCO = cumOutCO;
```

### timer

```
1 779 1; # inicio, duracion, paso
```

### Initial

```
PP = cero;
I = cero;
excess = cero;
Runac=cero;
runoff = cero;
excessCO =cero;
RunacCO =cero;
ex = cero;
exCO = cero;
ero= cero;
eracCO = cero;
```

```

det = cero;
dep = cero;
erac = cero;
OutC = cero;
OutCO = cero;
COex = cero;
COexc = cero;
eroacCO = cero;
cumDOC = cero;
cumSOC = cero;
tmp1 = cero;
temp = cero;
cumoutCO= cero;
cumexCO = cero;
cumOutCO = cero;

```

### dynamic

```

report SOC = lookupscalar (SOC.tbl,unidades);
report DOC = lookupscalar (DOC.tbl,unidades);
report PP = (timeinputscalar(lluvia.tss, 1)*2.25/360); # serie de pp (l por pixel)

```

```
#runoff#
```

```

Intmp = ((timeinput (inf))-I); #calculamos la I del time estep (mm)
report I = (timeinput (inf)); # infiltracion acumulada
report In = Intmp*2.25; # infiltracion l
ex = ((PP)-(In)+Runac); # exceso de agua en un pixel (mm)
report excess = if(ex ge (0) then (ex) else 0); # eliminamos valores negativos
report Runac = upstream(ldd.map, excess); # agua pixel superior
report input = if ((PP+Runac) ge (0) then (PP+Runac) else 0); # eliminamos los no data
y negativos

```

```
#carbono en agua#
```

```

report inCO = (PP*DOC) + (RunacCO); #input de CO
report outCOtmp = (inCO/input)*In; # output de CO
report cumoutCO = outCOtmp+ cumoutCO; #acumulado reinfiltracion
report outCO = if (input le (0) then (outCOtmp*0) else outCOtmp); #eliminamos los 0
report exCO = inCO-outCO; #exceso de CO
report cumexCO = exCO + cumexCO;
report excessCO = if(exCO ge (0) then (exCO) else 0); #eliminamos los ceros
report RunacCO = upstream(ldd.map, excessCO); # redistribucion
report cumDOC = cumDOC+excessCO; #acumulado DOC

```

```
#erosion#
```

```

report dep = (timeinput (depo))*2.25; # lectura salida LISEM (g)
report det = (timeinput (det0))*2.25; # lectura salida LISEM (g)
temporal = if((det-dep) ge (0) then (det-dep) else 0);

```

```
report erac = if((timeinput (inf) le (0.0001) then (0) else (upstream(ldd.map,
temporal))); #redistribucion
```

```
#carbono en sedimentos#
```

```
tmp2 = if ((det+erac) ge (0.0001) then (det+erac) else 0); #quitamos los ceros
```

```
tmp1 =(eroacCO/(tmp2));
```

```
report OutC = dep *((det*SOC)+temp); # carbono depositado
```

```
report OutCO = if ((OutC) ge (0) then (OutC) else 0); #quitamos los ceros
```

```
report cumOutCO = OutCO+cumOutCO;
```

```
report COex = (det*SOC) + (eroacCO)-OutCO; # carbono que hay en el flujo
```

```
report COexc = if ((COex) ge (0) then (COex) else 0); # eliminamos los ceros
```

```
report eroacCO = upstream(ldd.map, COexc); # redistribucion
```

```
report cumSOC = cumSOC+COexc; #acumulado
```