

## INFLUENCIA DEL SUELO EN LA EFICIENCIA DE LA IMPLANTACIÓN DE FILTROS VERDES EN UN DISTRITO DE RIEGO POR SUPERFICIE EN MEDIO ÁRIDO

M.A. Campo-Bescós<sup>1,2</sup>, R. Muñoz-Carpena<sup>1</sup> y G. Kiker<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Dept of Agricultural and Biological Engineering, University of Florida, Gainesville, Florida, USA e-mail: [carpena@ufl.edu](mailto:carpena@ufl.edu).

<sup>2</sup> Dpto de Proyectos e Ingeniería Rural, Universidad Pública de Navarra, Pamplona, España. e-mail: [miguel.campo@unavarra.es](mailto:miguel.campo@unavarra.es)

**RESUMEN.** La implantación de filtros verdes (FV) en parcelas de riego por superficie puede reducir la generación de escorrentía-sedimentos. Sin embargo, su diseño y efectividad dependen de varios factores. El trabajo analiza mediante simulación la interacción de 5 factores en la generación de escorrentía-sedimentos en parcelas de riego por surco (4 clases texturales; 2 pendientes; 3 manejos de riego; 6 tipos de vegetación de FV y 10 longitudes de FV). Indistintamente del tipo de suelo, la aplicación de un riego de  $0,6 \text{ L s}^{-1}$  en pendientes del 2 % supera la tolerancia de pérdida de suelo. La pendiente y el volumen de escorrentía son dos factores claves en la exportación de sedimentos de surco, siendo insensible al tipo de vegetación del FV. La implantación de FV reduce la exportación de escorrentía y sedimentos fuera de la parcela. Además, una mejora en el manejo del riego reduce la exportación de sedimentos.

**ABSTRACT.** The implementation of vegetative filter strips on surface irrigation parcels can mitigate the runoff and sediment delivery. However, the design and effectiveness of these strips depends on several factors. This study examines runoff and sediment delivery under the interactions of five factors (and variation within the factors, indicated in parentheses): soil texture (4), slope (2), irrigation management plan (3), filter vegetation type (6), and filter length (10). In analyzing the entire furrow and considered soil textures with an irrigation inflow of  $0.6 \text{ L s}^{-1}$  and 2% slope, the soil loss tolerance was exceeded. Slope and runoff volume were two of the main drivers of sediment export from furrows. Nevertheless, results were insensitive to filter vegetation type. Vegetative filter strips reduced runoff and sediment delivery on tail drainage ditch. In addition, improvements on water management reduce sediment production.

### 1.- Introducción

El riego por surcos es uno de los más antiguos y extendidos métodos de riego por superficie. Sin embargo, un inadecuado uso puede aumentar la generación de escorrentía y sedimentos, así como contaminantes asociados a ambos, contribuyendo al deterioro de los recursos hídricos superficiales. Una de las buenas prácticas agrícolas (*Best Management Practices*, BMP) en la mitigación de estos efectos es la implantación de filtros verdes o vegetales (FV) a la salida de las parcelas de riego (Geza et al., 2009), que permite reducir la escorrentía y los

sedimentos. Si bien, la ubicación y funcionalidad de los FV no es una tarea sencilla ya que dependen de varios factores, como son: frecuencia y duración del riego, propiedades del suelo, cobertura vegetal utilizada en el FV y dimensiones del mismo. El análisis en conjunto de todos los factores proporciona una visión global del problema, destacando las claves para aumentar su eficacia.

En la actualidad hay varios modelos matemáticos con base física que simulan la hidrodinámica de un sistema riego por superficie y de los FV. Esto permite explorar de forma sencilla diferentes escenarios de trabajo. Sin embargo, el enlace entre los dos subsistemas no se ha analizado en su conjunto. Por lo tanto, en el presente estudio se propone un marco metodológico para evaluar la implantación de FV en sistemas de riego.

### 2.- Material y métodos

El estudio se ha llevado a cabo en el cuenca del Río Yakima, en el estado de Washington (EEUU, Fig. 1), donde hay severos problemas de contaminación por sedimentos en el agua de retorno de los distritos de riego. El problema se agrava por la escasa precipitación media anual en la zona de estudio, alrededor de 200 mm.

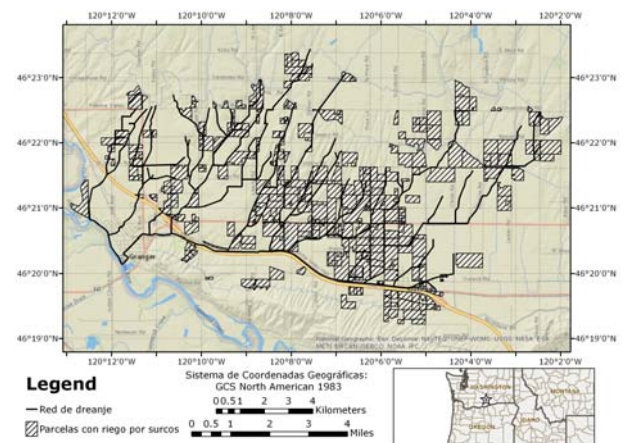
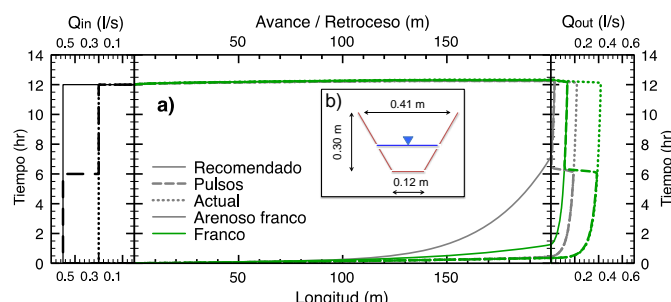


Fig. 1. Localización de la zona de estudio

El trabajo se ha centrado en el distrito de riego de Granger, con una extensión de 7500 ha distribuidas en 1540 parcelas. De estas parcelas 410 se riegan por surcos, con una longitud patrón de 200 m. Los surcos tienen una sección trapezoidal con base de 0,12 m, talud de 45° y una separación entre ejes de 0,76 m (Fig. 2b). El riego se

efectúa mediante un aporte constante de agua durante 12 horas, permitiendo abandonar el exceso de agua al final del surco a la red de drenaje superficial. El caudal base por surco se considera  $0,3 \text{ L s}^{-1}$ , como recomiendan Ley y Lieb (2003). Se ha considerado este sistema de riego como primer escenario del estudio, denominado *recomendado*. Sin embargo este es un escenario conservador dado que los agricultores suelen usar un caudal de  $0,6 \text{ L s}^{-1}$  por surco. Este nuevo escenario se denomina *actual*. El estudio se completa además de ambos escenarios con un sistema intermedio consistente en un riego por *pulsos*, con un caudal inicial de  $0,6 \text{ L s}^{-1}$  por surco reducido a la mitad a partir de la 6ª hora del inicio.



**Fig. 2.** Resumen hidráulico de un surco (a) con descripción de la sección característica (b). Hidrogramas de entrada y salida de los surcos, presentados en los paneles izquierdo y derecho respectivamente. Curvas de avance y retroceso del riego a lo largo del surco ubicadas en el panel central. Simulación sobre suelo arenoso franco (líneas grises) y franco (líneas verdes), con pendiente del 2%. Los diferentes manejos de riego se presentan con diferente trazo de línea: riego con caudal constante de  $0,3 \text{ L s}^{-1}$  y surco (línea continua, *recomendado*), riego por pulsos con un caudal de  $0,6 \text{ L s}^{-1}$  y surco reduciendo el caudal a  $0,3 \text{ L s}^{-1}$  y surco tras 6 horas de riego (línea discontinua, *pulsos*), y riego constante con  $0,6 \text{ L s}^{-1}$  y surco (línea de puntos, *actual*)

Las clases texturales de los suelos predominantes en la zona de estudio son 4 (Tabla 1), ubicadas entre arenosa franca y franca arcillosa (Soil Survey Staff, 2012). En la Tabla 1 se presentan las características de los suelos utilizados en las simulaciones. La pendiente media de las parcelas de riego por surcos oscila entre el 0,5% y el 2%, por lo que se han adoptado tan solo los valores extremos del intervalo. El resto de parcelas usan riego por goteo y aspersión, contribuyendo de forma reducida a la escorrentía superficial recogida por los canales de drenaje.

**Tabla 1.** Descripción de los suelos presentes en la zona de estudio. Parámetros de la ecuación de Green-Ampt (Rawls et al., 1983).  $D_{50}$  procedente de Muñoz-Carpena y Parson (2000)

Clase textural de suelo	Propiedades del suelo				
	$K_s$ ( $\text{cm h}^{-1}$ )	$\theta_s$	$S_{av}$ (cm)	$O$ (%)	$D_{50}$ (mm)
Arenoso franco	3,98	0,44	5,2	0,5	0,120
Franco arenoso	2,18	0,45	11,0	2,0	0,080
Franco	1,32	0,46	10,2	1,5	0,035
Franco arcilloso	0,68	0,50	19,1	2,0	0,027

$K_s$ : conductividad hidráulica saturada;  $\theta_s$ : humedad en saturación;  $S_{av}$ : succión efectiva en el frente de avance;  $O$ : materia orgánica;  $D_{50}$ : diámetro de la mediana de los sedimentos

Respecto a los potenciales cultivos a implantar en los filtros verdes se ha considerado (Tabla 2): raigrás (*Lolium multiflorum*), festuca (*Festuca arundinacea*), grama (*Cynodon dactylon*) y poa pratense (*Poa pratensis*). Además en el análisis se han incorporado alfalfa (*Medicago Sativa*) y sorgo (*Sorghum x drummondii*). Aunque estos no se recomiendan estos cultivos en los FV se han considerado debido a que pueden suponer un incentivo económico para el agricultor (Muñoz-Carpena y Parsons, 2011). Finalmente, se han considerado longitudes de FV desde 5 m hasta 50 m con incrementos de 5 m (10 longitudes).

**Tabla 2.** Cultivos considerados como posibles alternativas en los filtros verdes y sus correspondientes parámetros (Muñoz-Carpena y Parsons, 2011)

Cultivos	$n$	SS (cm)	H (cm)
Alfalfa ( <i>Medicago Sativa</i> )	0,24	3,02	35
Sorgo ( <i>Sorghum x drummondii</i> )	0,24	9,52	20
Raigrás ( <i>Lolium multiflorum</i> )	0,24	2,15	18
Festuca ( <i>Festuca arundinacea</i> )	0,24	1,63	38
Grama ( <i>Cynodon dactylon</i> )	0,24	1,35	25
Poa pratense ( <i>Poa pratensis</i> )	0,24	1,65	20

SS: espaciado entre plantas;  $n$ : coeficiente de Manning; H: altura máxima

Por lo tanto, para el análisis se han analizado 1440 combinaciones de los 5 factores considerados: textura de suelo (4), pendiente (2), manejo de agua de riego (3), cultivos en los FV (6) y longitudes de los FV (10).

### 2.1.- Modelado

En la modelización se ha analizado por separado los dos subsistemas considerados: parcela de riego por surcos y FV. La salida del primer subsistema es la entrada en el siguiente subsistema.

La modelización de la circulación del agua de riego a través los surcos se ha realizado con el modelo unidimensional WinSRFR 4.1.2 (Bautista et al., 2009). La infiltración se calcula en base a la ecuación de Green-Ampt, ajustando la curva de infiltración acumulada a la ecuación empírica de Kostiaikov por ser ésta la que incluye el programa WinSRFR. El perímetro mojado se calcula mediante el método de perímetro mojado local (*Local wetted perimeter*, Bautista et al., 2009). En todas las simulaciones se consideran los surcos sin vegetación, adoptando un valor del coeficiente de Manning de 0,04. La circulación hidráulica se realiza mediante el método de onda cinemática. Debido a que en el estudio se desea simular la erosión a la salida del surco, sin considerar la evolución en el interior del mismo, se utiliza el hidrograma de salida del surco para el cálculo de la erosión hídrica. Se ha seleccionado la formulación de erosión por flujos concentrados desarrollada por Foster y Meyer (1972), que ha sido integrada en el modelo WEPP (Laflen et al., 1991) y usada en estudios de erosión hídrica en riego por surcos (e.g. Trout y Neibling, 1993; Fernández-Gómez et al., 2004). Esto implica condiciones estacionarias. La capacidad de transporte está gobernada

por el esfuerzo cortante ejercido por el flujo de agua. La carga de sedimentos ( $G$ ,  $\text{kg s}^{-1} \text{m}^{-1}$ ) a lo largo del surco ( $x$ , m) se expresa por

$$\frac{\partial G}{\partial x} = D \left(1 - \frac{G}{T}\right) \quad (1)$$

donde  $D$  es la capacidad de arranque del flujo ( $\text{kg s}^{-1} \text{m}^{-2}$ ) y  $T$  es la capacidad de transporte en el surco ( $D$ ,  $\text{kg s}^{-1} \text{m}^{-1}$ ). Cuando el esfuerzo cortante ejercido por el flujo supera el esfuerzo cortante crítico del suelo, la capacidad de arranque se calcula como

$$D = K(\tau - \tau_c) \quad (2)$$

donde  $K$  es el parámetro de erodibilidad del suelo ( $\text{s m}^{-1}$ ),  $\tau$  es el esfuerzo cortante ejercido por el flujo (Pa) y  $\tau_c$  es el valor crítico soportado por el suelo antes de que se inicie el movimiento de las partículas sólidas (Pa). En este trabajo, los valores de  $K$  y  $\tau_c$  han sido estimados para cada clase textural de suelo en base a la propuesta empírica de Elliot et al. (1989), que recoge el modelo WEPP. Sin embargo, tal y como apunta Bjerneberg (1999) el esfuerzo cortante límite se considera un orden de magnitud inferior al obtenido por Elliot et al. (1989). Aunque somos conscientes de la incertidumbre presente en la estimación de ambos parámetros, en el estudio se opta por considerar estos valores como una primera aproximación ante la falta de valores reales de campo. No obstante estos valores se encuentran en la literatura para erosión por flujos concentrados (Knapp et al., 2007).

El esfuerzo cortante se calcula como

$$\tau = \gamma h S (n_b/n_c)^{0.9} \quad (3)$$

donde,  $\gamma$  es el peso específico del agua ( $\text{N m}^{-3}$ ),  $h$  es el calado de la lámina de agua (m),  $S$  es la pendiente unitaria de la línea de energía, en este caso considerada igual a la pendiente del lecho del surco,  $n_b$  y  $n_c$  coeficientes de Manning del suelo sin y con aspereza, respectivamente. En surcos de riego, Trout y Neibling (1993) consideraron unos valores de 0,04 en surcos limpios y 0,1 en suelos con residuos de plantas, valores adoptados en el presente estudio.

La capacidad de transporte se calcula usando una ecuación simplificada de la presentada por Yalin (1963), descrita por Foster y Meyer (1972) como

$$T = K_t \tau^{3/2} \quad (4)$$

donde  $K_t$  es un coeficiente de transporte ( $\text{m}^{0.5} \text{s}^2 \text{kg}^{-2}$ ). En el presente trabajo se utilizará un valor de  $K_t$  igual a 0.01 siguiendo las pautas marcadas por Finkner et al. (1989).

Finalmente, la escorrentía de agua y sedimentos a la salida del surco se utilizan como entrada al FV. La simulación del FV se realiza con el modelo VFSSMOD (Muñoz-Carpena y Parsons, 2004). VFSSMOD es un modelo de base física que simula a escala de parcela la hidrología y el transporte de sedimentos a través de una franja de FV para cada evento

de escorrentía. El modelo aglutina un submodelo para evaluar la escorrentía superficial e infiltración y un submodelo de filtración de sedimentos. El flujo superficial de escorrentía e infiltración en el suelo se calculan en base a la resolución por elementos finitos de la onda cinemática (Muñoz-Carpena et al., 1993a) y la solución implícita (Newton-Raphson) del método de Green-Ampt (Muñoz-Carpena et al., 1993b), respectivamente. La filtración de sedimentos se basa en la mecánica de transporte de partículas gruesas (rodamiento) y finas (suspendidas) mediante el modelo de la Universidad de Kentucky (Barfield et al., 1978; Muñoz-Carpena et al., 1999) desarrollado para FV. Así el modelo es capaz de simular complejos hidrogramas a la entrada del filtro con diversas configuraciones de FV. Conviene destacar que al igual que los modelos precedentes utilizados en este estudio, VFSSMOD ha sido comprobado con datos de campo (e.g. Muñoz-Carpena et al., 1999; Abu-Zreig, 2001).

### 3.- Resultados y discusión

Para cada combinación de tipo de suelo (4) y pendiente (2) se han circulado por separado los tres hidrogramas de entrada en el sistema con WinSRFR, correspondientes a los diferentes manejos de riego planteados en el análisis. En la Fig. 2a se presenta el resumen hidráulico de los tres escenarios de riego para dos clases texturales de suelo (arenoso franco y franco) y una pendiente (2%). El riego con un caudal constante de  $0,6 \text{ L s}^{-1}$  durante 12 horas produce el mayor caudal de salida, con un valor máximo de  $0,22 \text{ L s}^{-1}$  en el suelo arenoso franco y  $0,42 \text{ L s}^{-1}$  en el franco. En ambos casos, el riego *recomendado* de  $0,3 \text{ L s}^{-1}$  genera la menor cantidad de escorrentía. Así, en el suelo con mayor infiltración (arenoso franco) el volumen de escorrentía es inferior al 2% del volumen aportado con el riego *recomendado*, incrementándose hasta el 35% en suelo de clase textural franco arcilloso. El tiempo de avance del riego depende del tipo de suelo y del caudal de agua aportado. Los tiempos de avance del riego para el la longitud patrón de surco, 200 m varían entre 0,4 horas (franco arcilloso) y 7,2 horas (arenoso franco), para una pendiente del 2%. En el caso de la pendiente de 0,5%, los tiempos de avance para los diferentes suelos y caudales aplicados oscilan entre 0.6 horas (franco arcilloso) y 11,5 horas (arenoso franco). Estos valores son similares a los observados en campo bajo riego por superficie (e.g. Bjerneberg et al., 2006; Mailapalli et al., 2009).

Utilizando los diversos hidrogramas de salida del surco, resultado de la combinación de factores considerados, se ha calculado que la pérdida media de suelo en el surco por riego fluctúa entre 0 a  $6 \text{ Mg ha}^{-1}$ . A pesar de las limitaciones del método de cálculo, coinciden apreciablemente con los aportados en la literatura. Así, Fernández-Gómez et al. (2004) obtuvieron valores, al final de surcos de 200 m, en el intervalo de 0 a  $10 \text{ Mg ha}^{-1}$ . Sin embargo, en el interior del interior del surco la intensidad de erosión puede ser ampliamente superada, tal y como expone Trout (1996), alcanzándose valores

máximos al inicio del surco, donde el caudal es máximo y la carga de sedimentos mínima.

La tolerancia de pérdida de suelo en la zona de estudio según el USDA NRCS (2013) se estima en torno a 12 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Por lo tanto, considerando que se necesitan una media de 8 riegos por temporada (riegos de 50 mm) la tolerancia de pérdida de suelo por riego sería aproximadamente 1,5 Mg ha<sup>-1</sup>. Este valor se supera en la totalidad de las parcelas con pendiente elevada (2%) y manejo de riego *actual* (Fig. 3). En las parcelas con menor capacidad de infiltración, clase textural franco arcilloso, un cambio en el manejo de riego superaría el límite de tolerancia. Por el contrario, ninguna de las combinaciones simuladas con una pendiente del 0,5% exceden este valor. En la combinación de suelo franco arcilloso y manejo de riego *actual* se logra una pérdida máxima de suelo de 1,3 Mg ha<sup>-1</sup>.

Finalmente conviene indicar, que como indican Li y Zhang (2010), la pérdida de suelo muestra una correlación positiva con el volumen de escorrentía y con la pendiente del surco, R<sup>2</sup>=0,97 para pendiente del 2% y R<sup>2</sup>=0,93 para pendientes del 0,5%. Por lo tanto, en los escenarios simulados y teniendo en cuenta las limitaciones, el volumen de escorrentía y la pendiente son unos de los principales factores que controlan la erosión (Fig. 3).

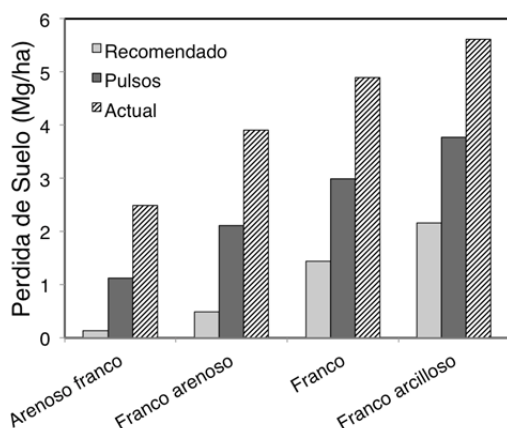


Fig. 3. Pérdida de suelo por aplicación de riego en función de la clase textural y el sistema de manejo de riego. La pendiente media de parcela es 2%

Tras disponer de los hidrogramas de escorrentía y concentraciones medias de sedimentos a la salida de los surcos, se ha analizado el efecto de los FV. En primer lugar, la reducción de sedimentos es insensible a los diferentes tipos de vegetación analizados en el estudio, produciendo los mismos resultados. Esta observación puede estar relacionada con la baja densidad de plantas en los FV analizados.

La reducción de escorrentía y sedimentos para las diferentes longitudes de FV analizadas se presenta en la Fig. 4. Esta reducción de escorrentía y sedimentos parece seguir una relación como *Red*

$$Red (\%) = (1 - a)(1 - e^{-b.L}) \quad (5)$$

en donde *a* y *b* son sendos coeficientes de calibración y *L* es la longitud del FV en la dirección del flujo. En ambos casos, la bondad del ajuste ha sido adecuada (R<sup>2</sup>>0,95).

En los suelos con mayor capacidad de infiltración, clase textural arenoso franca, y en condiciones de manejo de riego *recomendado*, la implantación de 5 m de FV implica la infiltración total de la escorrentía generada (Fig. 4a). Sin embargo, bajo un escenario de manejo de riego *actual* para alcanzar el mismo objetivo se necesita la implantación de un FV de 25 m de longitud. En suelos con menor capacidad de infiltración, es necesaria una mayor longitud de FV para alcanzar valores de reducción similares. Así por ejemplo, en suelos franco arcillosos, la implementación de un FV de 50 m reduce entre el 66 y el 28% la escorrentía bajo un manejo de riego *recomendado* y *actual*, respectivamente. Por lo tanto, en todas las condiciones simuladas la escorrentía se puede reducir con la adopción de FV. Sin embargo, su eliminación total, no siempre es posible.

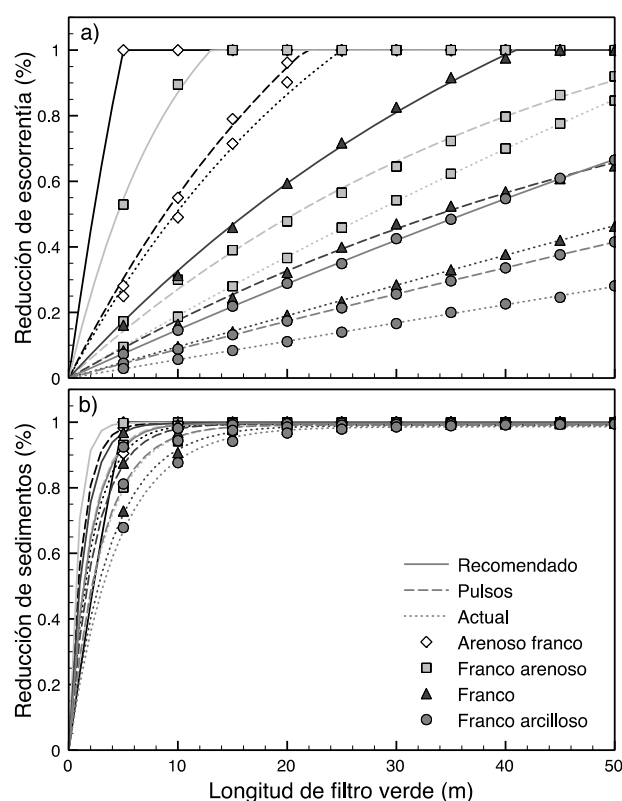


Fig. 4. Curvas de reducción de escorrentía (a) y sedimentos (b) utilizando diferentes longitudes de filtros verdes. Los valores simulados se presentan con diferente símbolo y gris en función de la clase textural del suelo: arenoso franco (rombo), franco arenoso (cuadrado), franco (triángulo) y franco arcilloso (círculo). Curvas de ajuste para cada tipo de suelo y manejo de riego: *recomendado* (línea continua), *pulsos* (línea discontinua) y *actual* (puntos). Pendiente media de parcela fijada al 2%

La reducción de sedimentos en el FV en función de la longitud del mismo, se presenta también en la Fig. 4b. Al igual que ocurría con la escorrentía, existe una mayor reducción en suelos con mayor capacidad de infiltración. Sin embargo, la carga de sedimentos se reduce por encima

del 95 % con longitudes de filtro igual o superiores a 15 m. Si bien, esta reducción del 95 % en términos generales se pueden alcanzar con una acción combinada; implantando un FV de 5 m de longitud y la adopción de un manejo de riego *recomendado*. Por lo tanto, la reducción de sedimentos que descargan en aguas debajo de la parcela se puede alcanzar tanto con la implantación de filtros verdes como con un cambio en el manejo del riego.

#### 4.- Conclusiones

El riego por surcos puede causar una excesiva pérdida de suelo. Independientemente de la clase textural del suelo de la parcela, la aplicación de un riego de  $0,6 \text{ L s}^{-1}$  (manejo *actual*) en pendientes del 2 % supera la tolerancia de pérdida de suelo. La pendiente y el volumen de escorrentía son dos de los factores claves en la exportación de sedimentos de la parcela de riego. Por lo tanto, de forma directa, una mejora en el manejo del riego reduce la exportación aguas abajo del sedimento producido en el surco. Adicionalmente, la implementación de FVs reduce la producción de sedimentos. Así, se puede conseguir el mismo objetivo de reducción de sedimentos con una mejora en el manejo del riego o la implantación de FV, con el coste adicional que ello conlleva. Finalmente, el factor tipo de vegetación analizada en los FVs es el menos sensible.

*Agradecimientos.* El presente trabajo ha sido financiado por el Departamento de Agricultura de los EEUU (Proyecto "Protecting Water Resources by Engaging Stakeholders in Targeted Implementation of Filter Strips"). Especial agradecimiento a Elaine Brouillard del Distrito de Riego de Sunnyside, Washington. RMC quiere agradecer el apoyo recibido de la *UF Foundation Professorship* y del *UF Water Institute Fellow*.

#### 5.- Bibliografía

Abu-Zreig, M., 2001. Factors affecting sediment trapping in vegetated filter strips: simulation study using VFSMOD. *Hydrol. Proc.* 15, 1477-1488.

Barfield, B.J., E.W. Tollner, y J.C. Hayes, 1978. *The use of grass filters for sediment control in strip mining drainage. Vol. I: Theoretical studies on artificial media.* Pub. no. 35-RRR2-78. Institute for Mining and Minerals Research, University of Kentucky, Lexington, KY, USA.

Bautista, E., A.J. Clemmens, T.S. Strelkoff, y J. Schlegel, 2009. Modern analysis of surface irrigation systems with WinSRFR. *Agric. Water Manage.* 96, 1146-1154.

Bjorneberg, D.L., T.J. Trout, R.E. Sojka, y J.K. Aase, 1999. Evaluating Wepp-predicted infiltration, runoff, and soil erosion for furrow irrigation. *Trans. ASAE* 42, 1733-1741.

Bjorneberg, D., D. Westermann, J. Aase, A. Clemmens, y T. Strelkoff, 2006. Sediment and phosphorus transport in irrigation furrows. *J. Environ. Qual.* 35, 786-794.

Elliott, W.J., A.M. Liebenow, J.M. Laflen, y K.D. Kohl, 1989. *A compendium of soil erodibility data from WEPP cropland soil field erodibility experiments 1987 & 1988*, NSERL Report no. 3. Purdue University, West Lafayette, IN, USA.

Fernández-Gómez, R., L. Mateos, y J.V. Giráldez, 2004. Furrow irrigation erosion and management. *Irrig. Sci.* 23, 123-131.

Finkner, S.C., M.A. Nearing, G.R. Foster, y J.E. Gilley, 1989. A simplified equation for modeling sediment transport capacity. *Trans. ASAE* 32, 1545-1550.

Foster, G.R., y L.D. Meyer, 1972. A closed-form soil erosion equation for upland areas, en *Sedimentation*, ed. W.H. Shen, Water Resources Publications, Fort Collins, CO, USA.

Geza, M., B.J. Barfield, R.L. Huhnke, A. Stoecker, D.E. Storm, y E.W. Stevens, 2009. Comparison of Targeted Replacement and Vegetative Filter Strips for Sediment Control and Cost Effectiveness. *J. Water Res. Plan. Manage. ASCE* 135, 406-409.

Knapen, A., J. Poesen, G. Govers, G. Gyssels, y J. Nachtergaele, 2007. Resistance of soils to concentrated flow erosion: A review. *Earth-Sci. Rev.* 80, 75-109.

Laflen, J.M., L.J. Lane, y G.R. Foster, 1991. WEPP: A new Generation of erosion prediction technology. *J. Soil Water Conserv.* 46, 34-38.

Ley, T.W., y B. Lieb, 2003. *Drought Advisory: Surface Irrigation Systems*, EM4828. Coop. Extension, Washington State Univ. Prosser, WA, USA.

Li, F.H., y L.J. Zhang, 2010. Combined Effects of Water Quality and Furrow Gradient on Runoff and Soil Erosion in North China. *Pedosphere* 20, 35-42.

Mailapalli, D.R., N.S. Raghuvanshi, y R. Singh, 2009. Sediment transport in furrow irrigation. *Irrig. Sci.* 27, 449-456.

Muñoz-Carpena, R., C.T. Miller, y J.E. Parsons, 1993a. A Quadratic Petrov-Galerkin Solution for Kinematic Wave Overland-Flow. *Water Resour. Res.* 29, 2615-2627.

Muñoz-Carpena, R., J.E. Parsons, y J.W. Gilliam, 1993b. Numerical Approach to the Overland-Flow Process in Vegetative Filter Strips. *Trans. ASAE* 36, 761-770.

Muñoz-Carpena, R., J.E. Parsons, y J.W. Gilliam, 1999. Modeling hydrology and sediment transport in vegetative filter strips. *J. Hydrol.* 214, 111-129.

Muñoz-Carpena, R., y J.E. Parsons, 2004. A design procedure for vegetative filter strips using VFSMOD-W. *Trans. ASAE* 47, 1933-1941.

Muñoz-Carpena, R., y J.E. Parsons, 2011. *VFSMOD-W Vegetative Filter Strips Modelling System. Model Documentation and User's Manual*, University of Florida, Gainesville, FL, USA.

Rawls, W.J., D.L. Brakensiek, y N. Miller, 1983. Green-Ampt Infiltration Parameters from Soils Data. *J. Hydraul. Eng.-ASCE* 109, 62-70.

Soil Survey Staff, 2012. *Soil Survey Geographic (SSURGO) Database for [Granger, Washington]*. N R C S, USDA. <http://soildatamart.nrcs.usda.gov/> [consulta 06 enero 2013]

Trout, T.J., y W.H. Neibling, 1993. Erosion and Sedimentation Processes on Irrigated Fields. *J. Irrig. Drain. Eng.-ASCE* 119, 947-963.

Trout, T., 1996. Furrow irrigation erosion and sedimentation: On-field distribution. *Trans. ASAE* 39, 1717-1723.

USDA NRCS, 2013. *National soil survey handbook*, title 430-VI. <http://soils.usda.gov/technical/handbook/>

Yalin, M.S., 1963. An expression for bed-load transportation. *J. Hydraul. Div.-ASCE* 98, 221-250.