

IMPACTO DEL FLUJO PREFERENCIAL EN EL TRANSPORTE DE CONTAMINANTES A TRAVÉS DE FILTROS VERDES I: EXPERIMENTOS DE CAMPO

E. Orozco López¹, R. Muñoz Carpena^{1*} y B. Gao¹

¹Agricultural and Biological Engineering Department, University of Florida, 1741 Museum Road, Gainesville, Florida, 32603. e-mail primer autor: eorozcolopez@ufl.edu

* e-mail autor correspondiente: carpena@ufl.edu, web: <https://abe.ufl.edu/faculty/carpena/>

RESUMEN. La intensificación agrícola y la eliminación de gran parte de la cubierta vegetal natural de las riberas de los ríos, está dejando una profunda huella en ecosistemas acuáticos (e.g. eutrofización, acumulación de pesticidas, salinización de acuíferos). La implantación de filtros verdes puede reducir notablemente dicho impacto. Sin embargo, la abundancia de flujos preferenciales subsuperficiales, PF, típica en riberas, puede reducir la eficiencia de los filtros verdes. No obstante, este tipo de transporte ha sido poco estudiado en entornos prácticos. Por ello, este trabajo presenta, en primer lugar, un experimento a escala de campo que permite detectar la presencia de PF, y cuantificar su influencia en el flujo total de agua, en la ribera del Río Nanyuki, Kenia. En segundo lugar, se procederá a un ajuste de las series temporales de humedad del suelo, obtenidas con el modelo *source-responsive*.

ABSTRACT. Agricultural intensification, and the removal of a considerable amount of the riparian's areas vegetative cover, is leading to a deep impact in aquatic ecosystems (e.g. eutrophication, accumulation of pesticides, aquifer salinization). Riparian buffers can substantially reduce such impact. Nevertheless, the abundance of subsurface preferential flows, PF, typical in riparian areas, can result in a reduction of riparian buffer's efficiency. However, this kind of transport has been mostly neglected in practical settings. Therefore, this work presents, at first, a field scale experiment with the objective of detecting the presence of PF, and quantify their influence in the water total flux, in Nanyuki River riparian area, Kenia; and in second place, the results obtained are adjusted to the source-responsive model.

1.- Introducción

La intensificación agrícola en áreas áridas/semiáridas de la ribera del Río Nanyuki (Kenia), tiene un impacto socioeconómico negativo, debido tanto a la escasez de agua, como al empeoramiento de la calidad de ésta. Los agricultores en estas áreas tienden a ocupar las riberas de los ríos, eliminando su rol como amortiguadores naturales de la contaminación, e incrementando las tasas de erosión en dichas áreas. Adicionalmente, el riego por inundación y el excesivo uso de fertilizantes y pesticidas son prácticas agrícolas habituales en la zona. Por tanto, el exceso de

nitrógeno, fósforo y pesticidas es susceptible de ser lixiviado y transportado por escorrentía, tanto a aguas superficiales como subsuperficiales (e.g. eutrofización, déficits de oxígeno, acumulación de pesticidas, y salinización de acuíferos). La introducción de filtros verdes puede contener gran parte de la contaminación transportada por la escorrentía superficial, reduciendo el impacto producido por la pérdida de la cubierta en favor de la tierra de cultivo.

A pesar de ello, la presencia de filtros verdes no evita que parte de los contaminantes alcancen el río, debido a la elevada influencia que el agua subterránea tiene sobre los hidrógrafos durante la mayor parte de eventos de precipitación (Sklash y Farvolden, 1979). Se asume que gran parte de la contaminación disuelta en la escorrentía es transportada hacia las aguas someras (i.e. habituales en zonas de ribera) debido a la presencia de caminos preferenciales, que suceden cuando el agua canaliza a través de una pequeña fracción de terreno. Sin embargo, el flujo preferencial, PF, ha sido ampliamente ignorado en entornos prácticos (Beven, 2018). Esto sucede particularmente en el caso de los filtros verdes (Orozco-López et al., 2018), entornos con gran abundancia de macroporos productores de PF, debido a su gran actividad biológica (e.g. agujeros de gusano y otros, raíces descompuestas), hidrogeológica (e.g. procesos de humectación y secado, fracturas), y a sedimentos y detritos depositados. Es de esperar, además, que en los suelos de las riberas de la zona de estudio, Río Nanyuki, Kenya, se encuentre gran abundancia de macroporos, debido a la gran actividad biológica de la zona, y a la proporción de arcilla. Por tanto, la pregunta que nos hacemos es si existe una presencia significativa de PF en los filtros verdes, y si éste puede ser caracterizado a escala de campo con equipo convencional.

Por otra parte, la mayor parte de modelos físicos de PF realizados hasta la fecha tienen una elevada complejidad, resultando no parametrizables en la práctica. No obstante, para la cuantificación de PF en la gestión y diseño de filtros verdes es necesario herramientas de predicción que sean fácilmente parametrizables; como puede ser el modelo de fuente-respuesta (*source-responsive*) de Nimmo y Mitchell (2013). Por todo ello, el objetivo de este trabajo es implementar un experimento de campo capaz de identificar PF en un transecto de una zona de ribera, y examinar la versatilidad del modelo de Nimmo para representar PF.

y en ella se encuentran instalados cuatro micro aspersores, separados 45 cm del centro, con el objeto de asegurar la máxima homogeneidad de agua sobre la parcela. El agua se alimenta a través de una bomba situada en el margen del río para evitar pérdidas de presión, consiguiéndose tasas de lluvia de aproximadamente 5 cm/h.

Una vez completado el montaje del experimento, el ensayo consistió en aplicar tasas elevadas de lluvia durante 3 horas, tiempo suficiente para conseguir niveles próximos a saturación en las capas superiores del suelo, permitiendo activar los potenciales PF en las capas inferiores. En la primera parcela, la más cercana al río (Fig. 2), el ensayo se realizó en condiciones de suelo seco ($0.07 \pm 0.03 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$), mientras que en las dos restantes el ensayo se realizó en condiciones de suelo húmedo ($0.14 \pm 0.03 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) (i.e. una tasa de lluvia de 5 cm/h es aplicada 3 h sobre la parcela dos días antes del ensayo).

Obtenidas las series temporales de contenido de agua en el suelo, los resultados se ajustaron al modelo *source-responsive* de Nimmo y Mitchell (2013)

$$\theta = \begin{cases} \theta_0 & t < t_l \\ \theta_e - [\theta_e - \theta_0] \exp\left\{-\frac{M^2 D i_s}{G i_0}(t - t_l)\right\} & t \geq t_l \end{cases} \quad (1)$$

donde θ es el contenido de agua ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$), θ_0 es el contenido inicial de agua, θ_e es el contenido de agua que se da en el medio cuando el potencial matricial está en equilibrio con el dominio preferencial, tomado como el valor máximo en la serie temporal de humedad del suelo, durante un evento de infiltración; M [L^{-1}] representa la capacidad para conducir PF, D [$\text{L}^2 \text{T}^{-1}$] es la difusividad, G es un factor adimensional que representa el efecto de la geometría del macroporo, tomado como un valor constante de 0.5; i_0 [LT^{-1}] es la tasa máxima de infiltración que puede ocurrir en un determinado lugar; i_s [LT^{-1}] es la tasa de infiltración debida a flujo preferencial; t es tiempo, y t_l es un tiempo de viaje característico, es decir, el tiempo de retraso en la activación del flujo preferencial desde la entrada en la superficie hasta su llegada a la profundidad z . M se ajustó empíricamente, para lo cual se utilizó un ajuste por mínimos cuadrados no lineal según el algoritmo de Levenberg-Marquardt. Debido a que algunos puntos en los sensores devolvieron valores ligeramente negativos, las medidas de contenido de humedad se normalizaron a saturación efectiva (Ec. 1) para su posterior análisis. Al considerar condiciones de flujo en suelo no saturado, se puede normalizar el contenido de humedad mediante la saturación efectiva (Se); de esta manera, cada medida puntual (θ_i), el contenido de agua residual (θ_r) y el contenido de agua saturado (θ_s), se escala entre 0 y 1.

$$Se = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad (1)$$

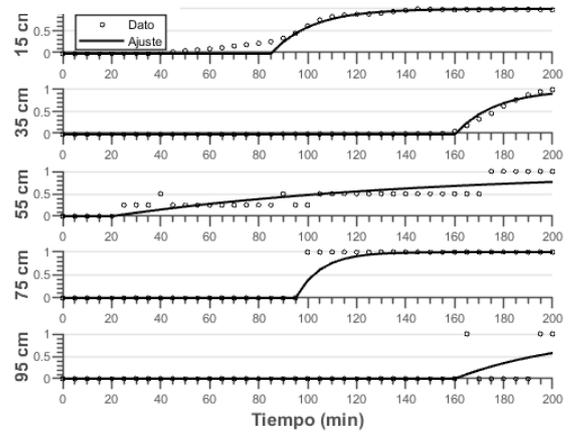
Se utilizó la parcela 1 para la calibración del modelo, y la parcela 3 para su validación. Para la validación, se utilizó el parámetro M , obtenido en la parcela 1 para cada nivel

de profundidad, mientras que en el caso de los tiempos de viaje se utilizaron los propios de cada parcela.

4.- Resultados

La matriz de datos resultante de la monitorización consta de 4 columnas o verticales, y 5 filas o profundidades, en cada instante. En las series temporales de las parcelas 1 y 3, se observan dos verticales con un patrón no secuencial de humectación; es decir, el flujo de agua no obedece al patrón establecido por el flujo darciniano, y el contenido de humedad en profundidad aumenta más rápidamente que el observado en las capas inmediatamente superiores, indicando la posible presencia de PF (Fig. 4 y Tabla 1).

(A) Calibración



(B) Verificación

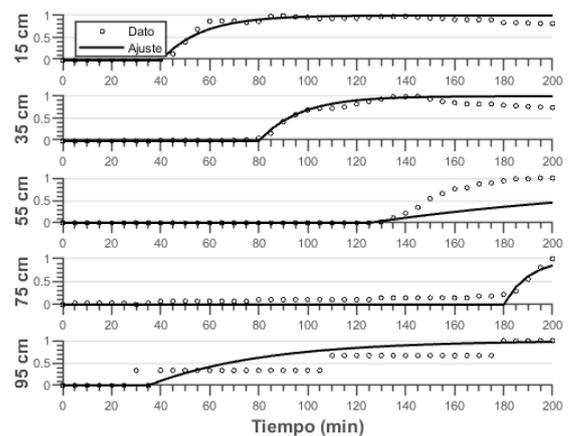


Fig. 4. (A) calibración del contenido de humedad/saturación efectiva, Se , utilizando el modelo *source-responsive* (Nimmo y Mitchell, 2013), realizada en la parcela 1; (B) verificación realizada en la parcela 3.

El ajuste obtenido en la calibración de la parcela 1 es de bueno a muy bueno, excepto en el nivel inferior debido a una llegada muy tardía del agua infiltrada (Fig. 4). Sin embargo, el ajuste de la validación con los datos de la tercera parcela para ese mismo nivel de

profundidad, con presencia de PF, fue aceptable. Algo similar ocurrió en la calibración y validación del tercer nivel de profundidad; donde en la parcela 1 se observó una posible presencia de PF. Sin embargo, el incremento del contenido de agua fue lineal, y esa linealidad afectó a la posterior validación.

Tabla 2. Coeficientes de correlación obtenidos en la calibración y validación. NSE: Nash-Sutcliffe coeficiente de eficiencia del modelo. R²: coeficiente de correlación de Pearson.

z(cm)	Calibración, parcela 1		Validación, parcela 3	
	NSE	R ²	NSE	R ²
15	0.97	0.99	0.96	0.98
35	0.98	0.99	0.94	0.99
55	0.70	0.84	0.52	0.99
75	0.94	0.97	0.67	0.95
95	0.34	0.58	0.50	0.88

Es reseñable el hecho de que, en aquellos casos en que se observa PF en un determinado nivel de profundidad, el incremento inicial de contenido de agua es lineal, seguido por un comportamiento difusivo. Es decir, hasta transcurrido cierto tiempo no se observará un incremento exponencial, posiblemente debido a la saturación de las capas donde se encuentren los caminos preferenciales. Este comportamiento se puede observar a la profundidad de 75 cm en la validación de la tercera parcela (Fig. 4). Sería recomendable, para futuros estudios, realizar ensayos de mayor duración que permitan evaluar la posibilidad de incluir la componente difusiva, una vez que se ha alcanzado el tiempo de viaje (i.e. o tiempo que una partícula de agua tarda en alcanzar una determinada profundidad) en un determinado estrato (i.e. en la tercera profundidad de la Fig. 4A se produce un incremento lineal del contenido de agua una vez alcanzado el tiempo de viaje característico, Fig. 4B), debido a la activación de PF. Esto permitiría acoplar la componente preferencial, pudiendo realizar un ajuste más próximo a la función objetivo.

preferencial, $M [L^{-1}]$, utilizada en la verificación del modelo en la parcela 3; (B) tiempos de viaje característicos obtenidos en la calibración del modelo en la parcela 1.

5.- Conclusión

Este trabajo presenta un experimento de campo con el objetivo de cuantificar el impacto de los PF sobre el flujo total de agua y, por tanto, en el posible transporte de contaminantes en un filtro verde adyacente al Río Nanyuki, Kenya.

Los resultados obtenidos fueron ajustados (Fig. 4) al modelo *source-responsive* (Ec. 1), utilizando datos de la parcela 1; y validados con datos un parcela adyacente (parcela 3). El ajuste obtenido fue de bueno a muy bueno en la mayoría de las profundidades. Algo que se ha observado durante los experimentos, es que, cuando se produce PF en una determinada capa, el efecto inicial captado por el sensor es el de una difusión lineal de agua hacia el suelo. Las evidencias de campo sugieren que cuando las capas superiores se encuentran saturadas de agua, es cuando se produce un incremento exponencial en el contenido de humedad del suelo. Si no se tiene en cuenta la linealidad inicial del contenido de agua en el suelo, el parámetro M queda infraestimado, con valor próximo a la unidad, lo cual afecta negativamente al ajuste del modelo.

Como futura línea de investigación, se recomienda experimentos de mayor duración, de manera que se pueda observar si en los casos con presencia de PF, el incremento de humedad lineal es seguido de un posterior incremento exponencial. Esto permitiría acoplar al modelo una componente darciniana que simulara la llegada de agua a una determinada profundidad. Además, permitiría afinar el ajuste en aquellas profundidades donde el flujo matricial está teniendo un impacto en el contenido de agua.

Agradecimientos. Este trabajo fue parcialmente financiado por USDA-NIFA (2016-67019-26855)

7.- Bibliografía

Beven, K., & Centre, L. E. (2018). A Century of Denial : Preferential and Non-Equilibrium Water Flow in Soils , 1864 – 1984, 1–65. <https://doi.org/10.2136/vzj2018.08.0153>

Nimmo, J. R., & Mitchell, L. (2013). Predicting Vertically Nonsequential Wetting Patterns with a Source-Responsive Model. *Vadose Zone Journal*, 12(4), 0. <https://doi.org/10.2136/vzj2013.03.0054>

Orozco-López, E., Muñoz-Carpena, R., Gao, B., & Fox, G. A. (2018). Riparian Vadose Zone Preferential Flow: Review of Concepts, Limitations, and Perspectives. *Vadose Zone Journal*, 17(1), 0. <https://doi.org/10.2136/vzj2018.02.0031>

Sklash, M. F., & Farvolden, R. N. (1979). The role of groundwater in storm runoff. *Journal of Hydrology*, 43, 45–65. <https://doi.org/10.1109/ETFA.2015.7301477>

Weiler, M., & Naef, F. (2003). An experimental tracer study of the role of macropores in infiltration in grassland soils. *Hydrological Processes*, 17(2), 477–493. <https://doi.org/10.1002/hyp.1136>

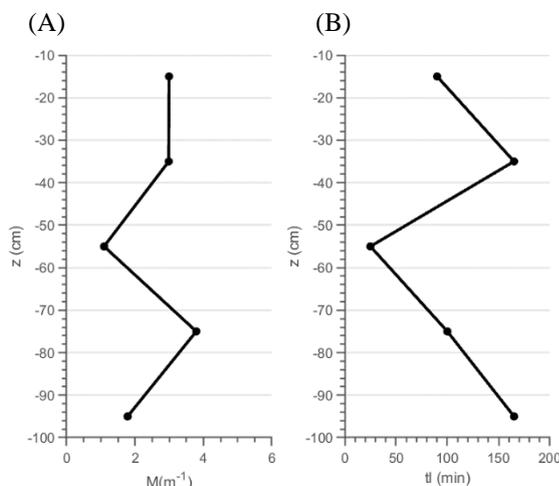


Fig. 2. (A) calibración en la parcela 1 de la capacidad para el flujo