IMPACTO DEL FLUJO PREFERENCIAL EN EL TRANSPORTE DE CONTAMINANTES A TRAVÉS DE FILTROS VERDES II: EXPERIMENTOS DE LABORATORIO

E. Orozco López[1], R. Muñoz-Carpena[1]* y B. Gao[1]

[1]Agricultural 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. Las llanuras de inundación son naturales colectores de contaminación dispersa de origen agrícola. Los filtros verdes, zonas forestales -naturales o implantadas- adyacentes a los ecosistemas lóticos (e.g. río, arroyo), se han mostrado efectivos evitando que gran parte de los contaminantes alcancen el cuerpo de agua superficial. Sin embargo, evidencias de campo sugieren que parte de la polución alcanza la corriente debido a caminos preferenciales subsuperficiales. Estos caminos, principalmente macroporos (i.e. aberturas estructuradas y continuas), permiten un transporte rápido hacia aguas someras, típicas en las riberas, y a la corriente superficial. Sin embargo, existe una práctica carencia de ensayos de caracterización de flujo preferencial, PF, llevándonos a preguntar si sería posible caracterizar el comportamiento de PF en un ambiente controlado, para que pueda ser verificado posteriormente a escala de campo. El presente trabajo presenta un experimento de laboratorio con el que caracterizar el fenómeno de PF en zonas de filtro verde.

ABSTRACT. Floodplains are natural collectors of non-point source contamination from agriculture. Riparian buffers are forested areas -natural or implanted- adjacent to lotic systems (e.g. river, stream), which have behaved efficiently avoiding a considerable amount of pollutants to reach the surface water body. Nonetheless, field evidence suggests that some of the pollution reaches the stream due to subsurface preferential pathways. These pathways, mainly macropores (i.e. structured and continuous voids) lead to a rapid transport towards the shallow water table, typical in riparian areas, and to the surface water body. However, there is a lack of preferential flow, PF, characterization done so far, making us wonder whether it would be possible to characterize PF behavior under a well-controlled environment, and thus it can be verified on field. This work introduces a laboratory experiment to characterize PF.

1.- Introducción

La continua presión antropogénica sobre los ecosistemas acuáticos conduce a un esporádico cambio de régimen (e.g. eutrofización), conforme la resiliencia de dicho ecosistema va siendo degradada.

Particularmente importante es el impacto que las prácticas agrícolas tienen sobre la degradación de los recursos hídricos. Las llanuras de inundación son paradigma del encuentro entre dichas prácticas agrícolas y su efecto sobre el ecosistema acuático adyacente. En éstas se recogen los productos agroquímicos (e.g. nitrógeno, N; fósforo, P; y pesticidas) y sedimentos transportados mediante escorrentía desde cotas superiores Comprendidas dentro de las llanuras de inundación se encuentran los filtros verdes: áreas situadas en los bordes de los ríos o canales (i.e. ecosistemas lóticos), con vegetación natural o implantada, y de ancho variable. Debido a la elevada actividad biológica y la densa vegetación, estos filtros verdes amortiguan el impacto del efluente recibido desde cotas superioressobre su destino más indeseable, los cuerpos de agua.

Sin embargo, estas prácticas son generalmente diseñadas y gestionadas como medida de control de la polución contenida en la escorrentía superficial. No obstante, el transporte subsuperficial puede ser importante en casos como el del N y los pesticidas (Daniels y Gilliam, 1996; Jacobs y Gilliam, 1985; Lowrance et al., 1984). Además, los filtros verdes son particularmente ricos en macroporos, debido a la diversa dinámica biogeoquímica del propio entorno (*i.e.* actividad biológica, deposición de sedimentos y detritos, procesos hidrogeológicos, y gradientes hidráulicos con la corriente). Los macroporos son aberturas continuas y estructuradas, que permiten un transporte rápido de agua, sedimentos, contaminantes (Beven y Germann, 1982; Hendrickx y Flury, 2001), y compuestos fosfatados hacia aguas someras y corrientes superficiales (Akhtar et al., 2003; Jarvis, 2007; Stamm et al., 1998). Como resultado, este particular mecanismo de PF conduce a una potencial reducción de la función amortiguadora del filtro verde.

A pesar de ello, el impacto del PF sobre el transporte de contaminantes ha sido ampliamente menoscabado en la práctica (Beven, 2018), particularmente en el ámbito que nos ocupa: los filtros verdes (Orozco-López et al., 2018). Desde nuestro conocimiento, existe una gran carencia de trabajos en la literatura que traten la caracterización de PF en laboratorio, con el objetivo de poder ser aplicados a escala de campo.

La hipótesis de partida de este trabajo es que, mediante la fijación de ciertos parámetros, en experimentos de laboratorio controlados, se puede cuantificar el PF, y relacionarlos con diferentes morfologías, configuraciones y texturas del medio poroso. Por tanto, el objetivo del presente trabajo es desarrollar un experimento a escala de laboratorio que permita cuantificar el impacto que el PF tiene en el transporte de contaminantes hacia capas

inferiores del subsuelo. Este comportamiento será modelado en etapas posteriores de la investigación, mediante el modelo fuente-respuesta (*source-responsive)* de Nimmo y Mitchell (2013), y otros, recogidos en Orozco-López et al. (2018). La técnica seleccionada para tal fin es el análisis de imagen no invasivo.

2.- Materiales y métodos

El marco experimental se diseñó para un dispositivo bidimensional, tomando como punto de partida los trabajos sobre flujo inestable de Conrad et al. (2002), Darnault et al. (1998), DiCarlo et al. (1999), Glass et al. (2000, 1989), Glass y Nicholl (1995), Niemet y Selker (2001), entre otros autores. El método seleccionado fue el de transmisión de luz, usado para capturar la dinámica del contenido de agua de un medio poroso ante determinadas perturbaciones. Para ello el dispositivo se sitúa entre una luz fluorescente de alta frecuencia y el dispositivo fotográfico durante los ensayos. De esta manera es posible relacionar el contenido de agua con la intensidad de la luz transmitida a través del medio.

El dispositivo experimental (Fig 1) está compuesto por dos paneles de policarbonato de 60x50x0.95cm, separados entre sí por un marco de aluminio en forma de U, de 6.35 mm de profundidad y 25 mm de anchura. El medio poroso (arena, Standard Sand and Silica®) queda contenido en el interior del dispositivo (Fig. 1), junto con los caminos preferenciales (Fig. 2,4) fabricados en una impresora 3D (Ender Creality 3D). Esta cámara de flujo tiene, además, 7 salidas de agua en la base -separadas del medio poroso por un filtro de aluminio-, permitiendo el muestreo continuo de solutos contenidos en el efluente con ayuda de muestreadores secuenciales (Spectra/Chrom CF-1 fraction collector).

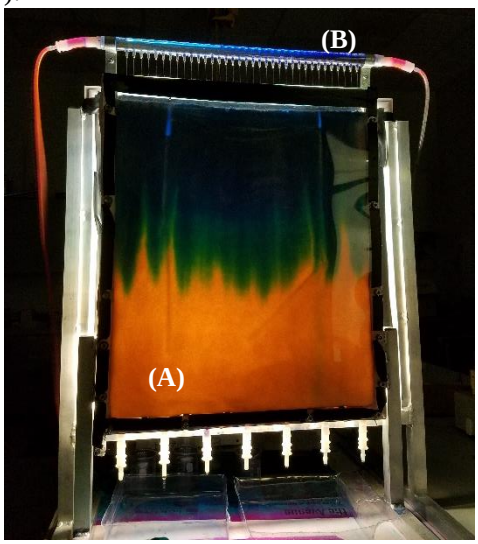


Fig. 1. (A) Cámara de flujo con medio poroso. La luz transmitida es proporcionada por un panel LED de luz fluorescente situado adyacente a la espalda del dispositivo. (B) Simulador de lluvia alimentando de trazador (FD&C Blue) al sistema.

Por su parte, el dispositivo fotográfico (PCO.edge 4.2) dispone de un sensor sCMOS monocromático, capaz de tomar un elevado número de capturas por segundo (hasta 40 imágenes por segundo) en condiciones de muy baja luminosidad. La cámara permanece fija en una estructura de aluminio creada para sostenerla a un metro de distancia, y centrada en el medio poroso. Finalmente, tanto la cámara como el dispositivo permanecen en el interior de una cámara oscura fabricada para el experimento (Fig. 3), con el objetivo de eliminar cualquier interferencia lumínica externa.

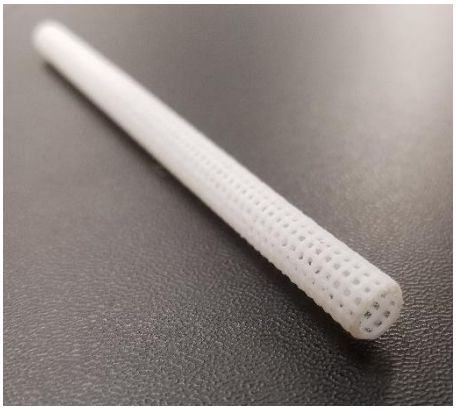


Fig. 2. Camino preferencial/macroporo artificial fabricado en impresora 3D (Ender Creality 3D).

Uno de los mayores desafíos fue desarrollar los tubos que servirían para simular la presencia de macroporos en el medio. Tras varias pruebas, se decidió diseñar los macroporos en SolidWorks®, para posteriormente fabricarlos mediante impresión 3D. El material elegido es ABS (Acrilonitrilo Butadieno Estireno), resultando en una malla cilíndrica con diámetro de 0.635 mm, y abertura de 1 mm. Este material, a pesar de su condición hidrófoba, permite, por una parte, estructurar el medio arenoso, y por otra, la difusión de agua a través de sus paredes.

En cuanto a la alimentación de agua al dispositivo, un simulador de lluvia (Fig. 1) realizado en una pieza cilíndrica de metacrilato sirve para administrar dos tasas diferentes de lluvia: de baja (1.5 ml/s), y de alta intensidad (10.75 ml/s). Dicha alimentación es proporcionada mediante agujas capaces de transportar el afluente desde el cilindro hasta la cámara de flujo. Las agujas permanecen próximas a la superficie del medio poroso para evitar la erosión producida por el impacto de las gotas. Debido a que en los primeros ensayos no se observó un buen contraste del flujo de agua sobre el medio húmedo, se decidió usar un trazador azul (FD&C blue #1) (Fig. 1). Para mejorar dicho contraste, también se acopló un filtro rojo a la lente de la cámara fotográfica.

Por otra parte, para obtener una curva de calibración de intensidad de luz frente a contenido de agua, se fabricó un dispositivo con 9 aberturas equiespaciadas situadas siguiendo la distribución de una malla de 3x3 celdas. Tras estas aberturas se pueden apoyar 9 réplicas del dispositivo, de 25 cm^2, de manera que se pueda relacionar la intensidad de luz transmitida con el

contenido de agua, la densidad aparente, textura, o el ángulo focal entre la cámara y cada píxel particular capturado. Por otra parte, la curva de retención o curva característica del medio es obtenida mediante celdas Tempe (Soil Moisture Equip co. Tempe Cells).

Dado que se prevé un mayor impacto del flujo preferencial con el aumento de la tasa de lluvia -especialmente bajo condiciones de encharcamiento-, en los primeros ensayos se aplica alta intensidad de lluvia hasta conseguir dicho encharcamiento, virtualmente estacionario, de aproximadamente 2 cm de altura. En ese momento se vierte el trazador con la misma intensidad de lluvia anterior. El efluente debido al pulso de trazador (645 ml de solución, con una concentración de 1 g/l), es recogido en cada salida del sistema, y posteriormente analizado en un espectrofotómetro UV (UV-5200-PC Metash), para obtener las correspondientes curvas de ruptura del trazador.

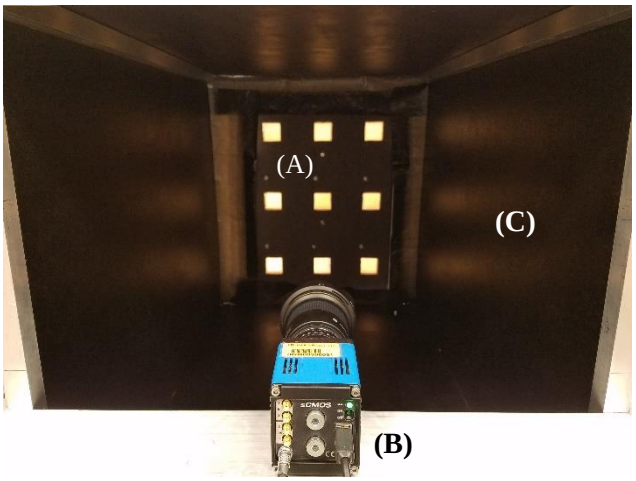


Fig. 3. (A) dispositivo de calibración con replicas instaladas en las nueve aberturas; (B) dispositivo fotográfico; (C) cámara oscura para evitar interferencias lumínicas durante los ensayos.

3.- Resultados

En los resultados preliminares se observa la influencia que tiene la configuración de los macroporos sobre la tasa de flujo final. En la Fig. 4 se pueden distinguir dos flujos en macroporo después de 2 minutos de comenzar a verter el trazador (en tonos de gris oscuro): el situado a la izquierda de la imagen tiene un ángulo de inclinación de aproximadamente 25° con la vertical; mientras que el situado a la derecha de la imagen se encuentra casi alineado con la vertical. En la parte central superior de la imagen, se observa el flujo matricial.

Como resultado, ambos flujos preferenciales se están dando con una velocidad de 0.334 cm/s, mientras que el flujo matricial sucede a 0.086 cm/s, aproximadamente.

Una observación a tener en cuenta es el hecho de que la inclinación del macroporo conlleva una mayor difusión en su entorno que la que sucede con el macroporo en posición vertical. Esto se observa en todas las salidas situadas bajo la influencia de los macroporos; en el caso del macroporo de la izquierda, su influencia afecta al flujo en 3 salidas; mientras que el macroporo de la derecha lo afecta en tan sólo una de ellas. Esto es importante, dado que una vez alcanzadas condiciones estacionarias, esas tasas de flujo se mantendrán en el tiempo.

Hasta ahora, se consideraba para que hubiera un sustancial transporte preferencial debía haber conectividad en la red de macroporos. Sin embargo, en este estudio se demuestra como, con la mera presencia de cavidades, se producen inestabilidades en el flujo, a la salida del macroporo, provocando flujo inestable (*fingering)*, un tipo de PF que sucede debido a diferencias de densidad en el medio o, como en este caso, debido a inestabilidades de presión puntuales.

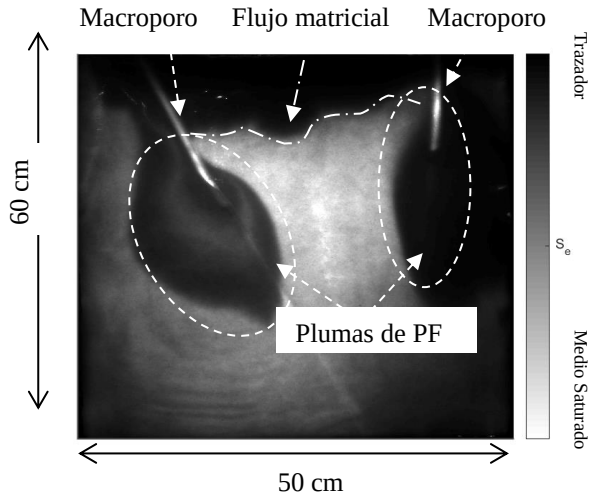


Fig. 4. Captura tomada a 2 minutos del comienzo del ensayo. En la imagen se distingue el flujo de trazador (tonos de gris oscuro a negro), y el medio saturado de agua (en gris claro); en blanco se ven los dos macropores activadores de PF. Se observan dos fenómenos de flujo preferencial: a la izquierda de la imagen, macroporo inclinado 25° con la vertical; a la derecha, macroporo casi alineado con la vertical (0.334 cm/seg). En el centro superior de la imagen se observa flujo matricial (0.086 cm/seg).

El PF se comporta como un mecanismo de transporte eminentemente convectivo, aunque con cierta influencia de la componente difusiva. En una primera etapa del proceso la componente difusiva tiene mayor importancia, para posteriormente tornarse en un transporte eminentemente convectivo y, aparentemente estacionario. Por lo tanto, la hipótesis de que es necesaria una conectividad en la red de macroporos para que el impacto en el flujo en capas inferiores sea significativo resulta no ser cierta, pudiendo haber una influencia del PF en capas subsuperficiales inferiores, o incluso en agua someras, debido a la presencia de macroporos iniciadores de PF.

4.- Conclusiones

En este trabajo se presenta un marco experimental de PF debido a la presencia de macroporos. Se presentan, así mismo, los resultados de los ensayos preliminares, en los que se puede ver el impacto que dicho PF puede tener en la tasa de infiltración durante eventos de lluvia abundante, y como la configuración de los macroporos puede afectar a su desarrollo en capas inferiores del medio.

El flujo de agua fruto de la presencia de macroporos

resulta aproximadamente 4 veces superior al obtenido en el caso del flujo matricial, lo que conduciría a un transporte más rápido de los contaminantes transportados en ésta, alcanzando una supuesta capa de agua somera (i.e. en el caso de un filtro verde) con mayor rapidez, manteniéndose esta tasa estacionaria.

Se observa, además, tal y como fue discutido en la sección anterior, que el PF puede tener un impacto significativo en el flujo total, aun cuando no se dé conectividad en la red de macroporos a lo largo del perfil. En este caso, las evidencias arrojadas por los resultados preliminares indican que ambos mecanismos de PF, flujo en macroporo y flujo inestable (*fingering)*, están íntimamente relacionados, pudiéndose comportar como activadores el uno del otro.

En los siguientes pasos de la investigación, se procederá a ajustar los datos obtenidos de PF en laboratorio mediante el conjunto de modelos propuestos en Orozco-López et al. (2018). El objetivo último de este trabajo ha de ser la obtención de un modelo físico simplificado de PF, de manera que pueda ser fácilmente parametrizado, e implementado en modelos de diseño y gestión de filtros verdes.

Agradecimientos. Especial agradecimiento a Alvin Langford, por toda la ayuda aportada en el montaje de dispositivo experimental. Este trabajo fue parcialmente financiado por USDA-NIFA (2016-67019-26855)

7.- Bibliografía

Akhtar, M. S., Richards, B. K., Medrano, P. A., deGroot, M., & Steenhuis, T. S. (2003). Dissolved Phosphorus from Undisturbed Soil Cores: Related to Adsorption Strength, Flow Rate, or Soil Structure? *Soil Science Society of America Journal J.*, *67*(1967), 458–470. Retrieved from http://soil.scijournals.org/cgi/content/abstract/67/2/458

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

Beven, K. J., & Germann, P. F. (1982). Marcopore and water flow in soils, *18*(5), 1311–1325.

Conrad, S. H., Glass, R. J., & Peplinski, W. J. (2002). Bench-scale visualization of DNAPL remediation processes in analog heterogeneous aquifers: urfactant floods and in situ oxidation using permanganate. *Journal of Contaminant Hydrology*, *58*(1–2), 13–49. https://doi.org/10.1016/S0169-7722(02)00024-4

Daniels, R., & Gilliam, J. (1996). Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. *Soil Science Society of America Journal*. https://doi.org/10.2136/sssaj1996.03615995006000010037x

Darnault, C. J. G., Throop, J. A., Dicarlo, D. A., Rimmer, A., Steenhuis, T. S., & Parlange, J. Y. (1998). Visualization by light transmission of oil and water contents in transient two-phase flow fields. *Journal of Contaminant Hydrology*, *31*(3–4), 337–348. https://doi.org/10.1016/S0169-7722(97)00068-5

DiCarlo, D. A., Bauters, T. W. J., Darnault, C. J. G., Steenhuis, T. S., & Parlange, J. Y. (1999). Lateral expansion of preferential flow paths in sands. *Water Resources Research*, *35*(2), 427–434. https://doi.org/10.1029/1998WR900061

Glass, R. J., Conrad, S. H., & Peplinski, W. (2000). Gravity-destabilized nonwetting phase invasion in macroheterogeneous porous media: Experimental observations of invasion dynamics and scale analysis. *Water Resources Research*, *36*(11), 3121–3137. https://doi.org/10.1029/2000WR900152

Glass, R. J., & Nicholl, M. J. (1995). Quantitative visualization of entrapped phase dissolution within a horizontal flowing fracture. *Geophysical Research Letters*, *22*(11), 1413–1416. https://doi.org/10.1029/95GL01491

Glass, R. J., Steenhuis, T. S., & Parlange, J. -Y. (1989). Wetting Front Instability. 2. Experimental Determination of Relationships Between System Parameters and Two-Dimensional Unstable Flow Field Behavior in Initially Dry Porous Media. *Water Resources Research*, *25*(6), 1195–1207.

Hendrickx, J. M. H., & Flury, M. (2001). Uniform and preferential flow mechanisms in the vadose zone. *Conceptual Models of Flow and Transport in the Fractured Vadose Zone.*, (February), 149–187. https://doi.org/doi:10.17226/10102

Jacobs, T. C., & Gilliam, J. W. (1985). Riparian Losses of Nitrate from Agricultural Drainage Waters1. *Journal of Environment Quality*, *14*(4), 472. https://doi.org/10.2134/jeq1985.00472425001400040004x

Jarvis, N. J. (2007). A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: Principles, controlling factors and consequences for water quality. *European Journal of Soil Science*, *58*(3), 523–546. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2007.00915.x

Lowrance, R., Todd, R., Fail, J., Hendrickson, O., Leonard, R., & Asmussen, L. (1984). Riparian Forests as Nutrient Filters in Agricultural Watersheds. *BioScience*, *34*(6), 374–377. https://doi.org/10.2307/1309729

Niemet, M. R., & Selker, J. S. (2001). A new method for quantification of liquid saturation in 2D translucent porous media systems using light transmission. *Advances in Water Resources*, *24*(6), 651–666. https://doi.org/10.1016/S0309-1708(00)00045-2

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

Stamm, C., Flühler, H., Gächter, R., Leuenberger, J., & Wunderli, H. (1998). Preferential Transport of Phosphorus in Drained Grassland Soils. *Journal of Environment Quality*, *27*(3), 515. https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700030006x