

Infiltración en biocostras en una región semiárida del centro de México

Infiltration through biocrusts in a semiarid region of central México

Ezra Barrera Zubiaga¹ y Héctor Godínez Álvarez^{1*}

¹ Unidad de Biología, Tecnología y Prototipos, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. de los Barrios 1, Los Reyes Iztacala. 54090 Tlalnepantla, Estado de México, México.

* Autor responsable (hgodinez@unam.mx)

RESUMEN

La infiltración altera procesos ecológicos en las regiones áridas y semiáridas debido a que puede causar la acumulación superficial del agua o el almacenamiento del agua en el suelo, por lo que es necesario estudiar los factores físicos y biológicos que pueden modificarla. Uno de estos factores son las biocostras, comunidades de cianobacterias, líquenes y musgos que crecen en la superficie del suelo, las cuales pueden tener efectos positivos, negativos o neutros. El impacto de las biocostras en la infiltración ha sido poco estudiado en nuestro país, porque solo existe un trabajo en pastizales de Durango. En este trabajo se evaluó la infiltración en biocostras en una región semiárida del centro de México, donde se seleccionaron dos terrazas fluviales con suelo de distinta textura (terrazza fina y gruesa) para medir las propiedades físicas y químicas del suelo, la cobertura y composición de las costras y la infiltración en suelo con y sin costra, en áreas desprovistas de vegetación. El suelo en ambas terrazas tuvo alto porcentaje de limo, aunque el suelo de la terraza fina tuvo mayor densidad aparente y menor porosidad. Las costras estuvieron compuestas de cinco géneros de cianobacterias y tres de líquenes. La cobertura de las cianobacterias fue similar entre las terrazas, pero la cobertura de los líquenes fue menor en la terraza fina. La mayor infiltración fue registrada en suelos sin costra en la terraza fina y en suelos con costra en la terraza gruesa. Estos resultados sugieren que el impacto de las biocostras en la infiltración depende del contenido de limo, la densidad aparente y la porosidad del suelo. Es necesario medir la infiltración en otros sitios como áreas bajo plantas perennes y laderas de

cerros, para entender el impacto de las biocostras en la infiltración en esta región semiárida.

Palabras clave: cianobacterias, líquenes, mezquite, musgos, Valle de Tehuacán-Cuicatlán.

SUMMARY

Infiltration alters the ecological processes of arid and semiarid regions because it can cause water accumulation on the surface or water storage in the soil. Thus, it is necessary to study the physical and biological factors that can modify it. One of these factors is biocrusts, communities of cyanobacteria, lichens, and mosses growing on soil surface, which can have positive, negative, or neutral effects. Biocrust impact on infiltration has been poorly studied in our country; there is only one study conducted in grasslands of Durango. In our study we evaluated infiltration through biocrusts in a semiarid region of central Mexico, where we selected two fluvial terraces with different soil textures (i.e., fine-soil and coarse-soil terraces) to measure soil physical and chemical properties, crust cover and species composition, and infiltration in soil with and without crust, in areas without vegetation. Soil from both terraces had high silt percentage, although soil had higher bulk density and lower porosity in the fine-soil terrace. Biocrusts were composed of five genera of cyanobacteria and three genera of lichens. Cyanobacteria cover was similar between terraces, although lichen cover was lower in the fine-soil terrace. The highest infiltration occurred in soil without crust in the fine-soil terrace and in soil with crust in the coarse-soil terrace.

Cita recomendada:

Barrera Zubiaga, E. y H. Godínez Álvarez. 2018. Infiltración en biocostras en una región semiárida del centro de México. *Terra Latinoamericana* 36: 337-343.

DOI: <https://doi.org/10.28940/terra.v36i4.335>

Recibido: octubre de 2017. Aceptado: agosto de 2018.
Publicado en *Terra Latinoamericana* 36: 337-343.

These results suggest that the impact of biocrusts on infiltration depends on silt content, soil bulk density, and porosity. It is necessary to evaluate infiltration in other sites such as areas beneath perennial plants and hillslopes to understand biocrust impact on infiltration in this semiarid region.

Index words: cyanobacteria, lichens, mesquite shrubland, mosses, Tehuacán-Cuicatlán Valley.

INTRODUCCIÓN

En las regiones áridas y semiáridas, la infiltración puede causar la acumulación superficial del agua o el almacenamiento del agua en el suelo, por lo que puede modificar distintos procesos ecológicos (Eldridge *et al.*, 2000; Coyne y Thompson, 2006). El agua que entra en el suelo y es almacenada en éste promueve la germinación de las semillas y el crecimiento de las plantas. Por el contrario, el agua que permanece en la superficie del suelo genera escorrentía superficial que causa erosión y pérdida de nutrientes (Eldridge *et al.*, 2000; Coyne y Thompson, 2006). Por lo anterior, el estudio de los factores físicos y biológicos que alteran la infiltración es necesario para entender el funcionamiento de las regiones áridas y semiáridas.

Uno de los factores biológicos que alteran la infiltración en los ecosistemas áridos y semiáridos son las biocostras. Las biocostras son comunidades de cianobacterias, líquenes y musgos que crecen en la superficie del suelo (Belnap y Lange, 2003; Castillo-Monroy y Maestre, 2011). Estas comunidades forman una capa entre la atmósfera y el suelo que influye en la distribución y abundancia de las plantas y los microorganismos, y participa en el ciclo de los nutrientes y la dinámica del agua (Belnap, 2006; Maestre *et al.*, 2011; Chamizo *et al.*, 2012b). El impacto de las biocostras en la infiltración es contradictorio porque puede ser positivo, negativo o neutro. Así, por ejemplo, las biocostras compuestas por cianobacterias y musgos incrementan la infiltración debido a que absorben cantidades de agua relativamente grandes (Eldridge *et al.*, 1997; Eldridge, 2001; Belnap, 2006). Además, estas biocostras incrementan la rugosidad del suelo, por lo que disminuyen la velocidad del agua e incrementan el tiempo de contacto con el suelo (Belnap, 2006; Belnap *et al.*, 2013). Por el contrario, las biocostras compuestas por cianobacterias y líquenes disminuyen la infiltración debido a que

las vainas, el talo y las rizinas obstruyen los poros del suelo o el talo produce sustancias hidrófobas (Eldridge, 1993; Eldridge y Rosentreter, 1999; Gao *et al.*, 2010; Rodríguez-Caballero *et al.*, 2013). Por último, las biocostras no alteran la infiltración debido a que la textura, porosidad, estabilidad de agregados y densidad aparente controlan la cantidad de agua que entra en el suelo (Quiñones-Vera *et al.*, 2009; Gao *et al.*, 2010; Castillo-Monroy y Maestre, 2011). El impacto de las biocostras en la infiltración ha sido poco estudiado en las regiones áridas y semiáridas de nuestro país. Hasta donde sabemos, solo un trabajo ha evaluado la infiltración en biocostras de pastizales de Durango (Quiñones-Vera *et al.*, 2009). En estos pastizales, los suelos con biocostra no modificaron la infiltración en comparación con los suelos sin biocostra. Debido a la escasa información sobre el impacto de las biocostras en la infiltración, es necesario realizar más estudios para entender la importancia de estas comunidades de microorganismos en la dinámica del agua en las regiones áridas y semiáridas mexicanas.

El Valle de Zapotitlán de las Salinas es una región semiárida del centro de México, en donde las biocostras son abundantes en laderas de cerros, salineras, campos de cultivo, tierras malas y terrazas fluviales (Rivera-Aguilar *et al.*, 2006). En las terrazas fluviales las biocostras crecen en mezquiales con dosel abierto, en donde existen amplias áreas desprovistas de vegetación (> 5m de longitud). Las biocostras en estas áreas cubren hasta 77% de la superficie del suelo, por lo que contribuyen a estabilizarlo y protegerlo del efecto erosivo de la lluvia. Sin embargo, se desconoce si las biocostras modifican la infiltración. En este trabajo se evaluó la infiltración en suelos con biocostras en las terrazas fluviales del Valle de Zapotitlán de las Salinas. Para cumplir este objetivo, se determinaron las propiedades físicas y químicas del suelo, la composición y cobertura de las biocostras, y la infiltración en suelos con y sin costra.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio fue realizado en las terrazas fluviales del río El Salado en el Valle de Zapotitlán de las Salinas, Puebla, México (18° 20' N, 97° 28' O, 1550 m de altitud). El clima es seco semi-cálido, y la temperatura y precipitación promedio anuales son 21 °C y 420 mm, respectivamente (Muñoz *et al.*, 2009). Los suelos son Fluvisoles calcáricos con textura franco arcillosa.

La vegetación dominante es mezquital de *Prosopis laevigata* mezclado con *Parkinsonia praecox*, *Myrtillocactus geometrizans*, *Castela tortuosa*, *Opuntia puberula* y *Stenocereus stellatus* (Osorio *et al.*, 1996). Se seleccionaron dos terrazas fluviales donde se determinaron las características físicas y químicas del suelo, cobertura y composición de las biocostras, y la infiltración. Ambas terrazas tienen mezquital con dosel abierto, pero distinta textura del suelo. La primera terraza tiene una superficie de 20 ha y el suelo tiene una distribución de partículas de $36.6 \pm 3.6\%$ de arena, $38.8 \pm 2.2\%$ de limo y $24.6 \pm 2.1\%$ de arcilla (se denomina terraza fina, de aquí en adelante). La segunda terraza tiene una superficie de 13 ha y el suelo tiene $69.8 \pm 0.5\%$ de arena, $16.0 \pm 0.3\%$ de limo y $14.2 \pm 0.3\%$ de arcilla (terrazza gruesa, de aquí en adelante). En ambas terrazas, el muestreo fue realizado en áreas desprovistas de vegetación en donde las biocostras tienen 60% de cobertura. Allí se seleccionaron sitios donde la cobertura de las costras fuera homogénea.

Para medir las propiedades físicas y químicas del suelo, en cada terraza se tomaron 7 pares de muestras, separadas cada una ca. 30 cm, en los primeros 10 cm de profundidad. Las muestras fueron tomadas justo a un lado de los sitios en donde se realizaron las pruebas de infiltración (ver más adelante). Cada par de muestras de suelo se mezcló para obtener 7 muestras compuestas. En el laboratorio, las muestras compuestas fueron secadas y usadas para evaluar: (1) textura con el método del hidrómetro (Bouyoucos, 1962), (2) densidad aparente con el método de la probeta (Beaver, 1963), (3) densidad real con el método del picnómetro, (4) estabilidad de agregados con el método modificado de Yoder (USDA, 1999), (5) materia orgánica con el método de oxidación con ácido crómico y sulfúrico (Walkley-Black, 1947), y (6) pH con potenciómetro digital y relación suelo-agua 1:2.5 (p/v).

Para estimar la cobertura y composición de las biocostras, en cada terraza se seleccionaron siete pares de sitios de 6×6 cm, separados cada uno ca. 30 cm, con costra intacta. El tamaño de estos sitios fue igual al área de contacto de los infiltrómetros usados en campo (ver más adelante). En cada sitio se colocó una hoja de acetato de vinilo dividida en 36 cuadros de 1 cm^2 para contar el número de cuadros ocupados por cianobacterias, musgos y líquenes. Con el número de cuadros ocupados y el número total de cuadros se

calculó el porcentaje del área ocupado por cada grupo de organismos. Las biocostras fueron colectadas con una espátula después de medir la infiltración y transportadas al laboratorio en bolsas de papel para su identificación.

La infiltración fue medida en los siete pares de sitios de cada terraza, en donde previamente se estimó la cobertura y composición de las biocostras. En uno de los sitios, la costra fue removida de la superficie del suelo con una espátula, mientras que en el otro sitio la costra permaneció intacta. En ambos sitios se midió la sortividad y la infiltración estable con infiltrómetros de mini-disco (marca Decagon Devices) con tensión de succión de -0.5 cm en un sitio y -6.0 cm en el otro. La sortividad es la capacidad del suelo seco para absorber agua por capilaridad. La infiltración estable es cuando el flujo del agua es constante y depende de la capilaridad, gravedad, tamaño del disco y tensión de succión (Eldridge *et al.*, 2000). Cuando la tensión de succión es de -0.5 cm, el agua fluye por macroporos ($> 1000 \mu$), mientras que cuando es de -6.0 cm, fluye por mesoporos ($10\text{-}1000 \mu$; Filgueira *et al.*, 2006). Los infiltrómetros fueron colocados sobre una capa delgada de arena de sílice para incrementar el contacto con la costra (Eldridge *et al.*, 2000). Las mediciones fueron hechas simultáneamente en ambos sitios durante 30 min. De 0-10 min, las mediciones fueron registradas cada 30 s, de 11-15 min, cada 60 s y de 16-30 min, cada 300 s. Para cada tensión de succión, la sortividad y la infiltración fueron calculadas con el método de Zhang (1997), de acuerdo con las especificaciones del fabricante de los infiltrómetros.

Las propiedades físicas y químicas del suelo, y la cobertura de cianobacterias, musgos y líquenes fueron comparadas entre la terraza fina y gruesa. Además, en cada terraza la sortividad e infiltración con tensiones de succión de -0.5 y -6.0 cm fueron comparadas entre sitios con y sin costra. Las comparaciones fueron hechas con pruebas de *t* de Student, en el programa estadístico SPSS, versión 15.0.

Los datos expresados en porcentaje como algunas propiedades del suelo y la cobertura de las costras fueron transformados con la función arcoseno para cumplir los supuestos de normalidad e igualdad de varianzas. Sin embargo, cuando los datos transformados no cumplieron estos supuestos, los valores de *t*, grados de libertad y significancia reportados fueron calculados por el programa para varianzas desiguales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos de las terrazas fina (42%) y gruesa (39%) tuvieron altos porcentajes de limo (Cuadro 1). La estabilidad de los agregados fue baja (18–19%) y el contenido de materia orgánica moderadamente pobre (1.4–1.5%) en ambas terrazas. La densidad real fue ca. 2.5 g cm⁻³. Sin embargo, la densidad aparente fue alta en la terraza fina (1.3 g cm⁻³) y media en la gruesa (1.2 g cm⁻³). La porosidad fue media en la terraza fina (47%) y ligeramente alta en la gruesa (50%). El pH fue menor en la terraza fina (7.8) que en la gruesa (7.9), pero ambos fueron ligeramente alcalinos. Los altos porcentajes de limo de las terrazas fina y gruesa concuerdan con los encontrados en otras terrazas fluviales del Valle de Zapotitlán de las Salinas (Muñoz *et al.*, 2009). En las terrazas fluviales de este valle, las áreas desprovistas de vegetación tienen altos porcentajes de limo debido a que estas partículas son transportadas y depositadas en estos sitios por escurrimiento superficial (Muñoz *et al.*, 2009). A pesar de que la terraza fina y gruesa tuvieron altos porcentajes de limo, el suelo de la terraza fina fue más compacto y tuvo menor espacio poroso que el suelo de la terraza gruesa.

Las biocostras de ambas terrazas estuvieron compuestas por cinco géneros de cianobacterias y tres de líquenes. No tuvieron ningún musgo. Las cianobacterias fueron *Chroococciopsis* sp., *Chroococcus* sp., *Nostoc* sp., *Schyzothrix* sp. y

Scytonema javanicum. Su cobertura fue similar en la terraza fina (24 ± 0.046%, promedio ± error estándar, N = 14) y gruesa (14 ± 0.035%, N = 13; t = 1.9; g. l. = 25, p = 0.07). Los líquenes fueron *Enchylium* sp., *Endocarpon* sp., *Placidium squamulosum*, morfo especie 1 y morfo especie 2. Su cobertura fue menor en la terraza fina (65 ± 0.045%, N = 14) que en la gruesa (78 ± 0.043%, N = 14; t = 2.6, g. l. = 26, p = 0.02). Los géneros de cianobacterias y líquenes en las biocostras de las terrazas son similares a los géneros encontrados en las biocostras de otros sitios como laderas de cerros, salineras, campos de cultivo y tierras malas en el Valle de Zapotitlán de las Salinas (Rivera-Aguilar *et al.*, 2006, 2009). Además, la presencia de los líquenes en las biocostras de las terrazas concuerda con la observación de que los líquenes crecen en sitios con baja cobertura vegetal o completamente expuestos a la radiación solar (Belnap y Lange, 2003; Rivera-Aguilar *et al.*, 2006; Castillo-Monroy y Maestre, 2011). La alta cobertura de los líquenes en las terrazas podría estar relacionada con la densidad aparente del suelo (1.2-1.3 g cm⁻³) y el pH (7.8-7.9). En este sentido, Rivera-Aguilar *et al.* (2009) también encontraron que los líquenes tienen alta frecuencia relativa en suelos con densidad aparente de 1.2 g cm⁻³ y pH 8. Por último, la ausencia de musgos en las biocostras de las terrazas podría deberse a que las áreas desprovistas de vegetación no tienen las condiciones adecuadas de sombra y humedad para el crecimiento de estos organismos (Belnap y Lange, 2003).

La sortividad e infiltración estable fueron diferentes en cada terraza (Figura 1). En la terraza fina, la sortividad (t = 2.4, g. l. = 8, p = 0.04) e infiltración (t = 3.1, g. l. = 7, p = 0.02) con tensión de -0.5 cm fueron menores en los sitios con costra que sin costra. La sortividad (t = 0.9, g. l. = 12, p = 0.4) e infiltración (t = 2.4, g. l. = 7, p = 0.05) con tensión de -6.0 cm fueron similares en sitios con y sin costra. En la terraza gruesa, la sortividad con tensión de -0.5 cm fue mayor en sitios con costra que sin costra, aunque estas diferencias fueron marginalmente no significativas (t = 2.1, g. l. = 12, p = 0.06). La infiltración con tensión de -0.5 cm fue mayor en sitios con costra que sin costra (t = 5.6, g. l. = 12, p = 0.0001). La sortividad (t = 1.2, g.l. = 12, p = 0.3) e infiltración (t = 0.6, g. l. = 1, p = 0.7) con tensión de -6.0 cm fueron similares en sitios con y sin costra. Las diferencias en la sortividad e infiltración entre las terrazas sugieren que las biocostras alteran el movimiento del agua dependiendo de las propiedades

Cuadro 1. Propiedades físicas y químicas (promedio ± error estándar) del suelo en la terraza fina y gruesa.

Propiedad	Terraza	
	Fina	Gruesa
Arenas (%)	36.97 ± 4.25	35.37 ± 1.55
Limos (%)	41.66 ± 2.92	39.57 ± 0.54
Arcillas (%)	21.37 ± 1.59	25.06 ± 1.65
Densidad aparente (g cm ⁻³)	1.31 ± 0.02 a	1.24 ± 0.01 b
Densidad real (g cm ⁻³)	2.49 ± 0.02	2.51 ± 0.02
Porosidad (%)	47.32 ± 0.76 a	50.39 ± 0.35 b
Estabilidad de agregados (%)	18.54 ± 2.01	17.84 ± 1.20
Materia orgánica (%)	1.37 ± 0.10	1.47 ± 0.14
pH	7.78 ± 0.04 a	7.92 ± 0.02 b

Las letras en las propiedades del suelo indican diferencias significativas entre las terrazas ($P < 0.05$).

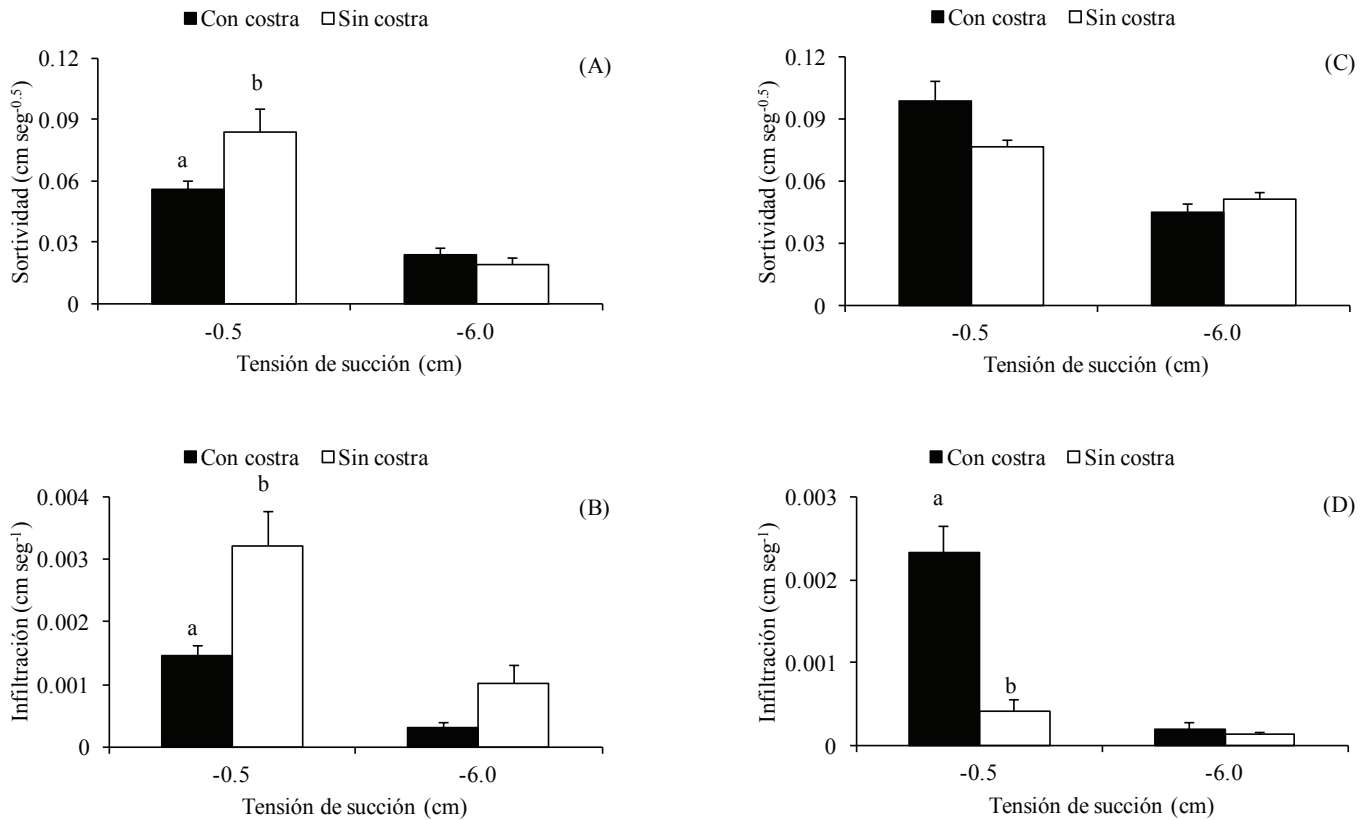


Figura 1. Sortividad e infiltración (promedio \pm error estándar) con tensiones de succión de -0.5 cm y -6.0 cm, en suelos con y sin biocostra en las terrazas fina (A y B) y gruesa (C y D). En cada panel, las letras indican diferencias significativas entre los suelos con y sin costra ($P < 0.05$).

físicas del suelo. Sin embargo, la infiltración solo fue evaluada en las áreas desprovistas de vegetación de las terrazas, por lo que es necesario evaluarla en áreas con plantas perennes y en otros sitios como laderas para entender mejor el impacto de las costras en la infiltración en esta región.

Las biocostras en ambas terrazas estuvieron compuestas por líquenes y cianobacterias. Algunos autores han sugerido que los líquenes son hidrófobos por lo que pueden impedir la infiltración (Eldridge, 1993; Eldridge y Rosentreter, 1999; Rodríguez-Caballero *et al.*, 2013; Chamizo *et al.*, 2016). Sin embargo, nuestros resultados no apoyan esta observación debido a que la infiltración fue registrada en ambas terrazas. La infiltración inclusive fue mayor en la terraza gruesa, en donde los líquenes tuvieron el mayor porcentaje de cobertura. Belnap *et al.* (2013) sugieren que las costras compuestas en su mayoría por líquenes y musgos tienen mayor volumen y profundidad de infiltración que las costras incipientes de cianobacterias y los suelos

sin costra. Por su parte, las cianobacterias absorben cantidades de agua relativamente grandes (Eldridge *et al.*, 1997; Eldridge, 2001; Belnap, 2006; Belnap *et al.*, 2013), por lo que incrementan el tiempo de contacto del agua con el suelo e incrementan su infiltración.

El suelo en la terraza fina tuvo alto porcentaje de limo, alta densidad aparente y baja porosidad, por lo que el agua absorbida por las biocostras pudo disgregar los limos, los cuales taparon los poros del suelo y disminuyeron la infiltración. Los limos son partículas pequeñas, sin carga, que son fácilmente transportadas por el agua. Estas partículas obstruyen los poros y sellan la superficie del suelo (Muñoz *et al.*, 2009). La infiltración también pudo disminuir por los filamentos de las cianobacterias y las rizinas de los líquenes que podrían obstruir los poros del suelo. Por el contrario, el suelo en la terraza gruesa tuvo menor porcentaje de limo, menor densidad aparente y mayor porosidad por lo que los limos probablemente no taparon los poros y el agua absorbida por las costras biológicas pudo entrar

en el suelo. La modificación de la infiltración por las biocostras en ambas terrazas fue mayor cuando el agua fluyó por macroporos (tensión de succión de -0.5 cm) que por mesoporos (tensión de succión de -6.0 cm). Los resultados del presente trabajo coinciden con los reportados para el desierto de Negev, Israel, en donde la infiltración en suelos limosos fue menor en sitios con costra que en sitios sin costra (Eldridge *et al.*, 2000). Además, son similares a los reportados para una región semiárida en Almería, España, donde la infiltración en suelos de textura fina fue similar en sitios con costra de líquenes y sitios con costra física, mientras que en suelos de textura gruesa fue mayor en sitios con costra de líquenes que en sitios con costra física (Chamizo *et al.*, 2012a). Por el contrario, nuestros resultados difieren de otros reportados para pastizales en Durango, México, en donde la infiltración fue similar en sitios con y sin costra (Quiñones-Vera *et al.*, 2009). Sin embargo, las comparaciones con estos trabajos deben interpretarse cuidadosamente debido a que existen diferencias en los métodos y en el volumen de agua usados para medir la infiltración, lo cual altera la capacidad de infiltración de las biocostras.

CONCLUSIONES

Las biocostras modificaron la infiltración dependiendo del contenido de limo, la densidad aparente y porosidad del suelo de las terrazas fluviales. La infiltración fue menor en los suelos de la terraza fina, los cuales tuvieron alto porcentaje de limo, mayor densidad y menor porosidad que los suelos de la terraza gruesa. Estos resultados muestran que las biocostras modifican la infiltración en las terrazas fluviales del Valle de Zapotitlán de las Salinas. Es necesario medir la infiltración en otros sitios como áreas debajo de plantas perennes y laderas de cerros para entender el impacto de las costras en la infiltración en esta región semiárida.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer a Arcelia Pliego por la identificación de los líquenes, a Víctor Rivera por su asesoría para identificar las cianobacterias, y a Daniel Muñoz y Mayra Moreno por su asesoría para realizar los análisis de suelo.

LITERATURA CITADA

- Belnap, J. 2006. The potential roles of biological soil crusts in dryland hydrologic cycles. *Hydrol. Processes* 20: 3159-3178. doi: 10.1002/hyp.6325.
- Belnap, J. and O. L. Lange. 2003. *Biological soil crusts: Structure, function, and management*. Springer-Verlag. Heidelberg, Berlin.
- Belnap, J., B. P. Wilcox, M. W. Van Scoyoc, and S. L. Phillips. 2013. Successional stage of biological soil crusts: An accurate indicator of ecohydrological condition. *Ecohydrology* 6: 474-482. doi: 10.1002/eco.1281.
- Bouyoucos, G. J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. *Agron. J.* 54: 464-465.
- Castillo-Monroy, A. P. y F. T. Maestre. 2011. La costra biológica del suelo: Avances recientes en el conocimiento de su estructura y función ecológica. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 84: 1-21. doi: 10.4067/S0716-078X2011000100001.
- Chamizo, S., Y. Cantón, R. Lázaro, A. Solé-Benet, and F. Domingo. 2012a. Crust composition and disturbance drive infiltration through biological soil crusts in semiarid ecosystems. *Ecosystems* 15: 148-161. doi: 10.1007/s10021-011-9499-6.
- Chamizo, S., Y. Cantón, E. Rodríguez-Caballero, F. Domingo, and A. Escudero. 2012b. Runoff at contrasting scales in a semiarid ecosystem: A complex balance between biological soil crust features and rainfall characteristics. *J. Hydrol. (Amst)* 452: 130-138. doi: 10.1016/j.jhydrol.2012.05.045.
- Chamizo, S., J. Belnap, D. J. Eldridge, Y. Cantón, and I. O. Malam. 2016. The role of biocrusts in arid land hydrology. pp. 321-346. *In*: B. Weber, B. Büdel, and J. Belnap (eds.). *Biological soil crusts: An organizing principle in drylands*. Springer International Publishing. Switzerland. Online ISBN: 978-3-319-30214-0.
- Coyne, M. S. and J. A. Thompson. 2006. *Fundamental soil science*. Thomson Delmar Learning. New York, NY, USA.
- Eldridge, D. J. 1993. Cryptogam cover and soil surface condition: Effects on hydrology on a semiarid woodland soil. *Arid Soil Res. Rehab.* 7: 203-217. doi: 10.1080/15324989309381351.
- Eldridge, D. J. 2001. Biological soil crusts and water relations in Australian deserts. pp. 315-325. *In*: J. Belnap and O. L. Lange (eds.). *Biological soil crusts: Structure, function and management*. Springer-Verlag. Heidelberg, Berlin.
- Eldridge, D. J., M. E. Tozer, and S. Slangen. 1997. Soil hydrology is independent of microphytic crust cover: Further evidence from a wooded semiarid Australian rangeland. *Arid Soil Res. Rehab.* 11: 113-126. doi: 10.1080/15324989709381465.
- Eldridge, D. J. and R. Rosentreter. 1999. Morphological groups: a framework for monitoring microphytic crusts in arid landscapes. *J. Arid Environ.* 41: 11-25. doi: 10.1006/jare.1998.0468.
- Eldridge, D. J., E. Zaady, and M. Shachak. 2000. Infiltration through three contrasting biological soil crusts in patterned landscapes in the Negev, Israel. *Catena* 40: 323-336. doi: 10.1016/S0341-8162(00)00082-5.
- Filgueira, R. R., C. G. Soracco, G. O. Sarll y L. L. Fournier. 2006. Estimación de propiedades hidráulicas de suelos por mediciones a campo y el uso de modelos de eflujo estacionario y transitorio. *Cienc. Suelo (Argentina)* 24: 39-49.

- Gao, S., X. Ye, Y. Chu, and M. Dong. 2010. Effects of biological soil crusts on profile distribution of soil water, organic carbon and total nitrogen in Mu Us Sandland, China. *J. Plant Ecol.* 3: 279-284. doi: 10.1093/jpe/rtq015.
- Maestre, F. T., M. A. Bowker, Y. Cantón, A. P. Castillo-Monroy, J. Cortina, C. Escolar, A. Escudero, R. Lázaro, and I. Martínez. 2011. Ecology and functional roles of biological soil crusts in semi-arid ecosystems of Spain. *J. Arid Environ.* 75: 1282-1291. doi: 10.1016/j.jaridenv.2010.12.008.
- Muñoz I., D. J., F. López, M. Hernández, A. Soler y J. López. 2009. Impacto de la pérdida de la vegetación sobre las propiedades de un suelo aluvial. *Terra Latinoamericana* 27: 237-246.
- Osorio, B. O., A. Valiente, P. Dávila y R. Medina. 1996. Tipos de vegetación y diversidad β en el Valle de Zapotitlán de las Salinas, Puebla, México. *Bol. Soc. Bot. Méx.* 59: 35-58.
- Quiñones-Vera, J. J., E. Castellanos P., C. M. Valencia C., J. J. Martínez R., T. Sánchez O. y C. A. Montes-González. 2009. Efecto de la costra biológica sobre la infiltración de agua en un pastizal. *Terra Latinoamericana* 27: 287-293.
- Rivera-Aguilar, V., G. Montejano, S. Rodríguez-Zaragoza, and A. Durán-Díaz. 2006. Distribution and composition of cyanobacteria, mosses and lichens of the biological soil crusts of the Tehuacán Valley, Puebla, México. *J. Arid Environ.* 67: 208-225. doi: 10.1016/j.jaridenv.2006.02.013.
- Rivera-Aguilar, V., H. Godínez-Alvarez, R. Moreno-Torres, and S. Rodríguez-Zaragoza. 2009. Soil physico-chemical properties affecting the distribution of biological soil crusts along an environmental transect at Zapotitlán drylands, Mexico. *J. Arid Environ.* 73: 1023-1028. doi: 10.1016/j.jaridenv.2009.05.003
- Rodríguez-Caballero, E., Y. Cantón, S. Chamizo, R. Lázaro, and A. Escudero. 2013. Soil loss and runoff in semiarid ecosystems: A complex interaction between biological soil crusts, microtopography, and hydrological drivers. *Ecosystems* 16: 529-546. doi: 10.1007/s10021-012-9626-z.
- USDA (United States Department of Agriculture). 1999. Soil quality test kit guide. United States Department of Agriculture, Agricultural Research Services, Natural Resources Conservation Service, Soil Quality Institute. Washington, DC, USA.
- Walkley, A. 1947. Organic carbon by the Walkley-Black oxidation procedure. *Soil Sci.* 63: 251-264.
- Zhang, R. 1997. Determination of soil sorptivity and hydraulic conductivity from the disk infiltrometer. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1024-1030. doi:10.2136/sssaj1997.03615995006100040005x.