



# Influencia de las costras biológicas del suelo en la infiltración y retención de humedad en diferentes texturas de suelo

*Influence of biological soil crust on the infiltration and moisture  
retention in different soil textures*

ANA L. NAVAS ROMERO<sup>1,2\*</sup>, MARIO HERRERA MORATTA<sup>2,3</sup>,  
EDUARDO E. MARTÍNEZ CARRETERO<sup>2</sup> Y MARÍA C. FERNÁNDEZ BELMONTE<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Instituto de Ingeniería Química, Facultad de Ingeniería (UNSJ), Grupo Vinculado  
al PROBIEN (CONICET-UNCo), San Juan, Argentina

<sup>2</sup> Geobotánica y Fitogeografía (IADIZA-CONICET), Mendoza, Argentina.

<sup>3</sup> Instituto de Biotecnología, Facultad de Ingeniería (UNSJ)

<sup>4</sup> Dpto. Ciencias Agropecuarias, Facultad de Ingeniería y Ciencias Agropecuarias,  
FICA, UNSL. San Luis.

\*<anavas@mendoza-conicet.gob.ar>

## RESUMEN

El aprovechamiento al máximo del agua en los sistemas áridos es crítico para el mantenimiento de la estructura vegetal. Las costras biológicas del suelo (CBs) pueden contribuir a su mantenimiento y redistribución. Nuestro objetivo fue evaluar la influencia de diferentes grupos funcionales de CBs en la infiltración y la retención de humedad en tres texturas diferentes de suelos. El muestreo de CBs se realizó en tres sitios ubicados en la Provincia Fitogeográfica del Monte. Se colectaron muestras de CBs de tres grupos funcionales: líquenes, musgos y cianobacterias. Para determinar su función como retentores de humedad se utilizó la técnica de saturación y posterior pesada. Para determinar su efecto en la infiltración se empleó el método de Zaady et al. (1999). Para las texturas limosa y franco-arenosa las CBs produjeron un aumento en la tasa de infiltración y la mayor tasa la presentaron los musgos. Para la textura arenosa las CBs generaron una reducción en la infiltración. En las tres texturas la pérdida de agua fue más abrupta en zonas sin CBs y los musgos retuvieron el agua por más tiempo. Las costras biológicas jugaron un rol importante en la infiltración y en el tiempo de persistencia del agua en el suelo. La influencia estuvo determinada por el tipo funcional de costra biológica y la textura del suelo. En sistemas donde el agua limita la productividad, la conservación y optimización del agua se transforma en una ventaja.

## SUMMARY

*The maximum use of water in arid systems is critical for the maintenance of the plant structure. Biological soil crusts can contribute to its maintenance and redistribution. Our objective was to determine the influence of biological soil crusts on infiltration and moisture retention in sites with different soil textures. The sampling was carried out in three sites belonging to the Monte Phytogeographic Province differentiated by the soil texture. Dominant biological soil crust samples were collected at each site. The saturation and subsequent weighing technique was used to determine their function as moisture retainers. To determine its effect on infiltration we used the method of Zaady et al. (1999). For the loam and loam-sandy textures, the crusts increased the infiltration rate, and the highest rate was presented by mosses. For the sandy texture, the impact of the crusts on the infiltration generated a reduction in the infiltration. In all textures, water loss was more abrupt in areas without crusts, and mosses held water longer. Biological soil crusts showed an important role in the redistribution of water, influencing infiltration and the persistence time of the water. The influence was determined by the dominant group and the soil texture. In systems where water limits productivity, water conservation and optimization become an advantage.*

---

**Palabras clave:** costras biológicas, hidrofobia, infiltración, retención de humedad

---

---

**Keywords:** biological soil crusts, hydrophobia, infiltration, moisture retention

---

## INTRODUCCIÓN

Las costras biológicas del suelo (CBs) son comunidades de cianobacterias, hongos, musgos y líquenes agregados con partículas de suelo que habitan los primeros 5 cm del perfil. Se encuentran ampliamente distribuidas en todas las zonas áridas y semiáridas del mundo, donde pueden cubrir más del 70% de la superficie del suelo entre plantas (Navas et al., 2020; Belnap et al., 2016). Su presencia en los ambientes áridos puede contribuir en gran medida al mantenimiento y redistribución del agua, influyendo en el funcionamiento y en la dinámica ecosistémica (Garibotti et al., 2018; Chen et al., 2019). Los efectos de las CBs sobre las condiciones hidrológicas puede ser el aspecto más importante, porque el agua es el principal factor limitante en las tierras secas y las CBs influyen tanto en su propia dinámica como en la de las plantas vasculares en dimensiones

verticales y horizontales (Chamizo et al., 2016a; Ludwig et al., 2005; Chen et al., 2018). Las CBs modifican la respuesta hidrológica de los suelos donde aparecen, controlando la transferencia de agua, nutrientes y sedimentos de áreas desnudas a áreas con vegetación (Belnap et al., 2016). A pesar de su reconocida importancia, el papel de las CBs en los procesos hidrológicos, en comparación con los suelos desprovistos de ellas, no se comprende aún completamente (Whitney et al., 2017; Li et al., 2014).

Entre las funciones hídricas afectadas por la presencia de CBs se pueden mencionar la infiltración y la retención de humedad en el suelo (Belnap et al., 2016). A pesar de los numerosos estudios en infiltración, existen pruebas contradictorias sobre el papel que juegan las CBs en la regulación del flujo de agua en los suelos (Zhao & Xu., 2013; Belnap et al., 2013). Maestre et al. (2002) y Belnap et al. (2013) observaron una mayor in-

filtración en áreas con CBs en comparación con las áreas sin CBs; contrariamente, Yair (2003) y Zhao & Xu (2013) demostraron reducciones en la infiltración en suelos cubiertos de CBs. La retención de humedad ha recibido menos atención, concentrándose la mayoría de los trabajos en contenidos de humedad absolutos de agua en el suelo, más que en la capacidad de las CBs por conservar la humedad del mismo (Xiao & Hu, 2017). En general se observa que la presencia de CBs contribuye a la conservación de la humedad en el suelo (Belnap et al., 1996; Seghieri et al., 1997). En todos los casos, la discrepancia en los resultados podría estar relacionada con la diversidad de metodologías utilizadas, sumado a la condición de sitio, suelo y tipo de CBs.

Los diferentes tipos de CBs (dominadas por cianobacterias, algas, líquenes o musgos) pueden mostrar propiedades distintas, como la capacidad de retención de agua, el espesor y la rugosidad, que generalmente son bajas en CBs de cianobacterias y relativamente altas para las CBs dominadas por musgos y líquenes, afectando así los procesos hidrológicos del suelo (Chamizo et al., 2016a; Whitney et al., 2017; Belnap y Lange, 2003; Li, 2012). Estudios en las dunas del norte del Negev demostraron que la composición específica tuvo efectos drásticos en la infiltración y el contenido de humedad del suelo (Kidron et al., 2003). Líquenes y musgos generalmente tienen una mayor capacidad para influir en el equilibrio hídrico del suelo que cianobacterias y algas, y por lo general redistribuyen más el agua de lluvia en las capas poco profundas del suelo (Xiao et al., 2015). En consecuencia, las CBs dominadas por líquenes y musgos pueden ser desventajosas para los arbustos de

raíces profundas mientras que las CBs de cianobacterias y algas pueden no limitar el crecimiento de los arbustos (Breckle et al., 2008; Veste et al., 2011; Li et al., 2014; Whitney et al., 2014).

La influencia de las CBs en la infiltración puede quedar enmascarada por propiedades del suelo como la estructura o la textura. Williams et al. (1999) informaron un efecto significativo de las CBs dominadas por cianobacterias sobre las propiedades hidrológicas de un suelo franco-arenoso (Yair et al., 2011). Por otra parte, el aumento de la porosidad, la estabilidad mejorada de los agregados y una estructura física mejorada causan una mayor infiltración (Menon et al., 2011; Rossi et al., 2012), mientras que la repelencia al agua y la obstrucción de los poros la reducen (Malam Issa et al., 2009).

A pesar de los avances recientes en la comprensión de cómo la CB influye en los procesos hidrológicos, todavía se tienen que desarrollar predicciones definitivas de cómo el tipo de suelo y las características de las CBs interactúan para influir en estos procesos. Nuestro objetivo fue evaluar la influencia de diferentes grupos funcionales de CBs en la infiltración y la retención de humedad en tres texturas diferentes de suelo. Hipotetizamos que las CBs modifican la tasa de infiltración y la retención de humedad del suelo y que esta modificación varía con la textura del suelo y el tipo funcional de CBs.

## MATERIAL Y MÉTODO

Se recogieron tres tipos de suelo con distribuciones de tamaño de partículas contrastantes, de tres zonas semiáridas de la Argentina que pertenecen a la Provincia Fitogeográfica del Monte. Desde

los más finos hasta los más gruesos, estos suelos se clasificaron en: (1) Limoso (L), (2) franco-arenoso (FA), (3) arenoso (A). La distribución del tamaño de las partículas para cada tipo de suelo se muestra en la **Tabla 1**. Los suelos muestreados se secaron al aire y se tamizaron a 2 mm, y luego se esterilizaron en autoclave dos veces durante 20 min a 120 °C para suprimir la actividad biológica. El suelo limoso se recolectó en la parte suroeste de la provincia de San Juan (32°00'8.43" S; 68°45'10.18" W) a 1139 m s.n.m. La precipitación media anual es de 370 mm y la temperatura media de 18 °C con un mínimo de 6 °C y un máximo de 20,7 °C.

Las comunidades de *Zuccagnia punctata* Cav., *Baccharis salicifolia* Ruiz y Pav. y *Baccharis pingraea* D.C. son dominantes en esta área. En este sitio las comunidades de CBs están dominadas por musgos como *Pseudocrossidium arenicola* (Dusen) M.J. Cano, *Pseudocrossidium chilense* R. S. Williams y líquenes como *Enchylium coccophorum* (Tuck.) Otálora, P.M. Jørg. y Wedin, *Placidium lachneum* (Ach.) Breuss, siendo el valor medio de cobertura para CBs de 21,1% (Navas Romero, 2019). Los suelos franco-arenosos se recolectaron en el distrito de Capdevile (32°43'24.3" S, 68 ° 50'29.69" W), Mendoza. a 741 m s.n.m., en el área mor-

**Tabla 1.** Comparaciones por pares y diferencias significativas dentro del factor tipo de CBs. Los asteriscos (\*) indican diferencias significativas

Table 1. Pairwise comparisons and significant differences in the type of CBs factor. Asterisks (\*) indicate significant differences

Grupo funcional	(I)Textura	(J)Textura	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	P valor
Musgo	arenoso	franco-arenoso	-1,609*	0,431	0,001
		franco-limoso	-,871	0,393	0,086
	franco-arenoso	arenoso	1,609*	0,431	0,001
		franco-limoso	0,738	0,447	0,306
Liquen	arenoso	franco-arenoso	-0,516*	0,114	0,000
		franco-limoso	0,426*	0,104	0,000
	franco-arenoso	arenoso	0,516*	0,114	0,000
		franco-limoso	0,942*	0,119	0,000
Cianobacterias	arenoso	franco-arenoso	1,243*	0,262	0,000
		franco-limoso	1,659*	0,239	0,000
	franco-arenoso	arenoso	-1,243*	0,262	0,000
		franco-limoso	0,416	0,272	0,386
Suelo Desnudo	arenoso	franco-arenoso	2,479*	0,332	0,000
		franco-limoso	3,069*	0,303	0,000
	franco-arenoso	arenoso	-2,479*	0,332	0,000
		franco-limoso	0,590	0,345	0,269

foestructural de la precordillera. La precipitación media anual es de 220 mm y el 38% de la precipitación ocurre durante la temporada de verano (diciembre-febrero). La temperatura media anual es de 17,5 °C con un valor máximo de 30 °C y un valor mínimo de 3 °C. *Larrea cuneifolia* es la especie dominante. En este sitio las comunidades de CBs son abundantes y están dominadas por musgos como *Pseudocrossidium arenicola*, *Pterygoneurum ovatum* (Hedw.) Dixon, *Bryum argenteum* Hedw., líquenes como *Psora decipiens* (Hedwig) Hoffm., *Enchylium coccophorum* y cianobacterias, en particular el género *Microcoleus* sp., *Oscillatoria* sp. y *Nostoc* sp., siendo el valor medio de cobertura de CBs de 42,3% (Navas Romero, 2019). El suelo arenoso se recogió en Los Médanos Grandes, en la provincia de San Juan (31°47'10.13" S, 67°58'55.75" W), en el lado este de la sierra Pie de Palo a 729 m s.n.m. La precipitación media anual es de 103 mm y se produce principalmente a partir de diciembre (principios de verano) a mayo (otoño). La temperatura promedio anual es 18 °C; con un máximo de 40 °C y un mínimo de 10 °C. La vegetación dominante está formada por arbustos de *Bulnesia retama* y *Larrea divaricata*. En este sitio, las comunidades de CBs están dominadas por musgos como *Pseudocrossidium arenicola*, *Bryum argenteum* y cianobacterias, en particular el género *Scytonema* sp. y *Oscillatoria* sp., siendo el valor medio de cobertura de CBs del 25% (Navas Romero, 2019).

En cada sitio se colectaron tres tipos funcionales de CBs: dominadas por musgos, por cianobacterias y por líquenes. La forma de colecta dependió de la metodología empleada para la evaluación de la retención de humedad y de la infiltración.

Para determinar la función de las CBs como retentora de humedad se colectaron 360 muestras de tipos funcionales distintos de CBs: 90 musgos (dominados por *Pseudocrossidium arenicola*), 90 líquenes (dominados por *Enchylium coccophorum*), 90 cianobacterias (dominados por *Scytonema* sp.) y 90 con evidencia visual de suelo desnudo (SD). Las muestras se recogieron con un sacabocado de 6 cm de diámetro después de humedecer la superficie y se colocaron en recipientes plásticos de 5,5 cm de diámetro x 4 cm de profundidad. En laboratorio se pesaron con balanza digital en seco (precisión 0,002 g) y se les incorporó agua destilada hasta capacidad de campo; se mantuvieron a 25 °C y expuestas a 12 h luz/12 h oscuridad y se pesaron cada 24 h hasta peso constante.

Para determinar el efecto sobre la tasa de infiltración se colectaron los mismos tipos funcionales de CBs, así como de SD en igual cantidad de réplicas que para la determinación de la retención de humedad. Para evaluar la tasa de infiltración se empleó el método descrito por Zaady et al. (1999). Se extrajo una muestra circular de cada tipo funcional de CB con una caja de Petri (9 cm diámetro, 2 cm profundidad) con la ayuda de un cincel y una espátula intentando minimizar la alteración de la superficie del suelo recogido. Previo a la recolección de muestras, se humedeció la superficie con agua destilada con un pulverizador. Las CBs se trasladaron a laboratorio y se mantuvieron en una incubadora durante 2 días en condiciones constantes (irradiancia de 3  $\mu\text{Sm}^{-2}\text{s}^{-1}$  y temperatura de 20 °C). En laboratorio, se realizaron 5 perforaciones de 1 mm en la cara inferior de cada caja de Petri. Las muestras colectadas fueron saturadas hasta capacidad de campo.

Luego de 24 horas, las muestras se insertaron en el centro de contenedores de 20 cm de altura y se incorporaron 100 ml de agua destilada en cada caja. La experiencia se extendió durante 5 minutos. La cantidad de agua colectada después de 5 minutos se empleó para calcular la tasa de infiltración en cada muestra.

Previo a los análisis estadísticos se aseguro la independencia de los datos, la normalidad se comprobó mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov. La homocedasticidad, mediante la prueba de Levenne. Para todos los análisis el nivel de significancia fue de  $\alpha = 0,05$ .

Para determinar si existían diferencias significativas en la tasa de infiltración entre las tres texturas de suelos y entre los grupos funcionales de CBs (musgos, líquenes, cianobacterias) se realizó un ANOVA de dos factores, considerando textura, tipo de CBs y su interacción.

Para determinar si existían diferencias significativas en la retención de humedad entre las tres texturas de suelos y entre los grupos funcionales de CBs (musgos, líquenes, cianobacterias) se realizó un ANOVA de medidas repetidas.

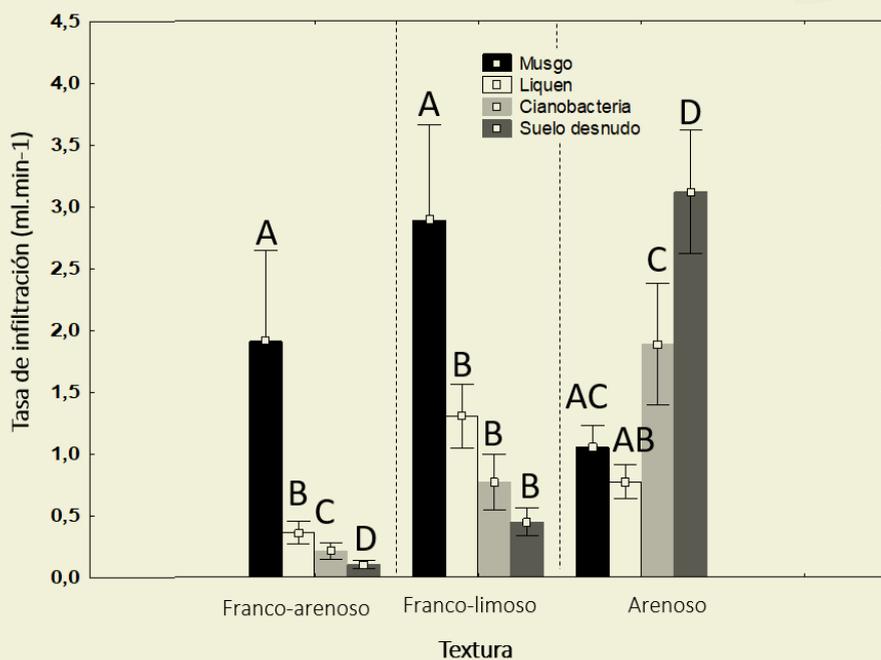
Todos los gráficos se construyeron con el software "SigmaPlot v.11" (SigmaPlot, 2008). Los análisis se efectuaron con el software "Infostat v.16" (Di Rienzo et al., 2016) y SPSS Statistics 17.0

## RESULTADOS

La tasa de infiltración mostró un comportamiento diferente según la textura del suelo y el grupo dominante en la CB. El ANOVA realizado con los datos de los factores "textura" y "tipo de CBs" tuvieron efectos significativos sobre la tasa de infiltración, al igual que la interacción de los dos factores. Para la textura FA

todos los tipos de CBs produjeron un aumento en la tasa de infiltración con respecto al SD y la mayor tasa de infiltración la presentaron las CBs dominadas por musgos ( $p < 0,0001$ ) (**Figura 1, Tabla 2**). Para la textura L solo las CBs dominadas por musgos aumentaron la tasa de infiltración con respecto al SD ( $p < 0,0001$ ) (**Figura 1, Tabla 1**). Para la textura A la presencia de CB generó una reducción de la tasa de infiltración y la mayor tasa de infiltración fue para SD ( $\bar{x} = 3,23 \pm 2,34$ ;  $p < 0,0001$ ) (**Figura 1, Tabla 1**). La comparación por pares para tipos de CBs mostró diferencias significativas al comparar las texturas. Los musgos tuvieron la mayor tasa de infiltración en la textura FA ( $\bar{x} = 2,189 \pm 2,41$ ), líquenes en el L ( $\bar{x} = 0,36 \pm 0,29$ ) y cianobacterias ( $\bar{x} = 1,89 \pm 1,69$ ) y SD ( $\bar{x} = 3,12 \pm 2,34$ ) en la A (**Tabla 2**).

En los tres tipos de textura evaluados la pérdida porcentual de agua fue más abrupta en el SD. Las tendencias en el tiempo fueron significativamente diferentes entre los distintos tipos de CBs y los suelos con distinta textura. Las CBs mostraron un comportamiento diferente de acuerdo al grupo que dominó en cada textura. En todos los casos los musgos retuvieron el agua por más tiempo. En el sitio L las CBs dominadas por musgos y líquenes y el suelo desnudo perdieron el 50% del agua a las 96 h de iniciado el experimento, mientras que las dominadas por cianobacterias a las 72 h (**Figura 2**). En el sitio FA el SD perdió el 50% del agua a las 72 h de iniciado el experimento, los líquenes a las 96 h y los musgos a los 144 h. Los musgos perdieron el 100% del agua a las 480 h de iniciado el experimento, los líquenes y el SD a las 408 h (**Figura 2**). En el sitio A el SD y las cianobacterias perdieron el 50% del agua



**Figura 1.** Valores medios de tasa de infiltración ( $\text{ml}\cdot\text{min}^{-1}$ ) para los tres grupos funcionales dominantes y para el suelo desnudo en las tres texturas de suelo evaluadas. Las cajas representan los valores medios y las barras el desvío estándar. Letras distintas indican diferencias significativas entre grupos funcionales dominantes ( $\alpha=0,05$ )

*Figure 1.* Mean values of infiltration rate ( $\text{ml}\cdot\text{min}^{-1}$ ) for the three dominant functional groups and for bare soil in three soil textures evaluated. Box indicate mean values and bars standard deviation. Different words indicate significant differences between dominant functional groups ( $\alpha=0.05$ )

a las 96 h de iniciado el experimento y los musgos a los 120 h. Las cianobacterias y el SD perdieron el 100% del agua a las 240 h de iniciado el experimento, mientras que los musgos a las 312 h (**Figura 2**).

## DISCUSIÓN

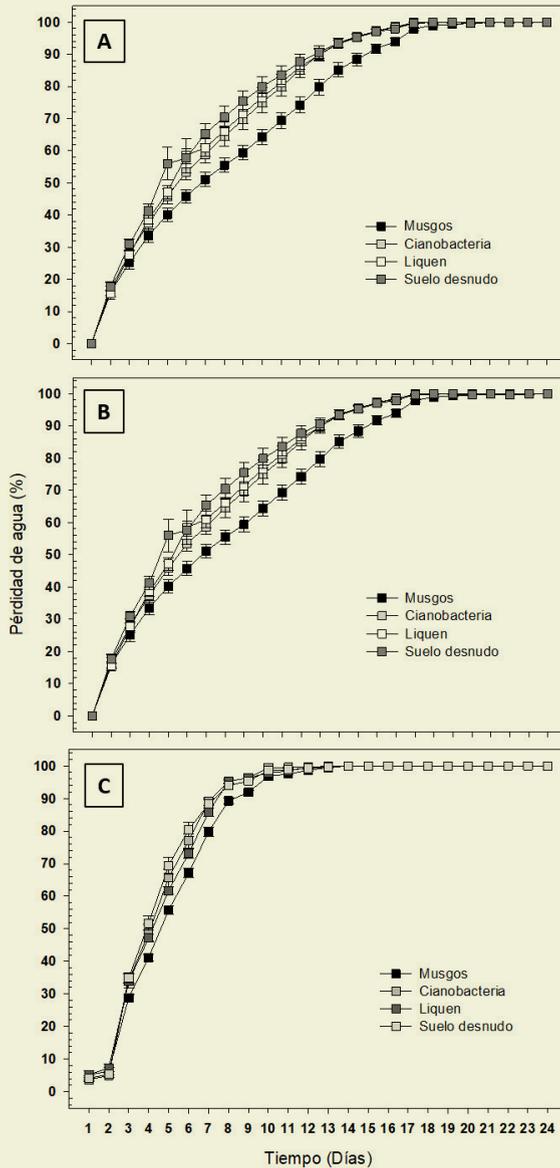
Con excepción del suelo con textura A, la presencia de las CBs generó un aumento en la tasa de infiltración (**Figura 1**). Coincidente con estos resultados, Kakeh

et al. (2018) en zonas con Cbs en Irán encontraron que las tasas de infiltración fueron aproximadamente dos veces más altas en las superficies con CBs que en las superficies desnudas. El comportamiento inverso en la tasa de infiltración obtenido para el sitio A puede estar relacionado con la textura del suelo. En suelos arenosos con grandes poros la presencia de CB actuaría impidiendo la infiltración rápida y mantendría más tiempo la humedad del suelo al menos en la capa su-

**Tabla 2.** Comparaciones por pares y diferencias significativas dentro del factor textura. Los asteriscos (\*) indican diferencias significativas

*Table 2. Pairwise comparisons and significant differences in the texture factor. Asterisks (\*) indicate significant differences*

<b>Textura</b>	<b>Grupo funcional</b>	<b>Grupo funcional</b>	<b>Diferencia de medias (I-J)</b>	<b>Error estándar</b>	<b>P valor</b>
Arenoso	Musgos	Liquen	0,273	0,272	1,000
		Cianobacterias	-0,828	0,311	0,053
		Suelo desnudo	-2,129*	0,338	0,000
	Liquen	Musgos	-0,273	0,272	1,000
		Cianobacterias	-1,100*	0,172	0,000
		Suelo desnudo	-2,402*	0,222	0,000
	Cianobacterias	Musgos	0,828	0,311	0,053
		Liquen	1,100*	0,172	0,000
		Suelo desnudo	-1,302*	0,271	0,000
Franco-arenoso	Musgos	Liquen	1,366*	0,350	0,001
		Cianobacterias	2,024*	0,400	0,000
		Suelo desnudo	1,959*	0,435	0,000
	Liquen	Musgos	-1,366*	0,350	0,001
		Cianobacterias	0,659*	0,221	0,021
		Suelo desnudo	0,593	0,285	0,239
	Cianobacterias	Musgos	-2,024*	0,400	0,000
		Liquen	-0,659*	0,221	0,021
		Suelo desnudo	-0,066	0,349	1,000
Franco-limoso	Musgos	Liquen	1,570*	0,298	0,000
		Cianobacterias	1,703*	0,340	0,000
		Suelo desnudo	1,811*	0,371	0,000
	Liquen	Musgos	-1,570*	0,298	0,000
		Cianobacterias	0,132	0,188	1,000
		Suelo desnudo	0,240	0,243	1,000
	Cianobacterias	Musgos	-1,703*	0,340	0,000
		Liquen	-0,132	0,188	1,000
		Suelo desnudo	0,108	0,297	1,000



**Figura 2.** Valores medios de pérdida de agua (%) a lo largo del tiempo (días) para los tres grupos funcionales dominantes y para el suelo desnudo, en las tres texturas de suelo evaluadas. Los símbolos representan los valores medios y las barras el desvío estándar. A-Franco-arenoso, B-Limoso, C-Arenoso

*Figure 2. Mean values of water loss (%) during time (days) for the three dominant functional groups and for bare soil in the three soil textures evaluated. Symbols represent mean values and bars standard deviation. A- Franc-sandy, B- Silty, C- Sandy*

perforada, evitando la pérdida rápida del agua característica de suelos arenosos, lo que permitiría aprovechar incluso pulsos cortos de precipitación, propios de las zonas áridas evaluadas (Rodríguez-Caballero et al., 2015). En las CBs, al humedecerse, las vainas de algunas cianobacterias absorben hasta ocho veces su peso en agua y aumentan varias veces su volumen original, bloqueando aún más el espacio disponible de los poros cerca de la superficie (Belnap & Gardner, 1993; Kidron et al., 1999). Por lo tanto, nuestros resultados confirman que la presencia de CBs en suelos arenosos reduce la tasa de infiltración, en relación con los suelos sin CBs. Por el contrario, los suelos arcillosos tienen abundantes poros, pero forman microcanales donde la tensión superficial, el efecto adhesión, las fuerzas de tensión-gravedad, además de la estructura de la partícula, contribuyen a disminuir la infiltración, por lo que en este tipo de textura la presencia de CBs favorecería la infiltración. Nuestros resultados concuerdan con Warren (2003) y Schulten (1985) para quienes las CBs mejoran la agregación de partículas finas del suelo y generan un efecto positivo sobre la infiltración. Graetz & Tongway (1986) encontraron en suelos francos arenosos, en matorrales de quenopodiáceas en el sur de Australia, que la tasa de infiltración final en zonas con CBs fue menor a  $10 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$  en comparación con  $45 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$  en una superficie adyacente sin CBs. Se obtuvieron resultados similares en la reserva de Koonamore en el sur de Australia, donde la presencia de CBs en un suelo arenoso redujo la tasa de infiltración a  $70 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$  en comparación con  $140 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$  en un área cercana de suelo similar sin CBs (Rogers, 1977). En nuestro estudio, a pesar de que en el si-

tio A las CBs redujeron la infiltración, la ausencia de las CBs permite mayor exposición de la capa superficial del suelo al agua, produciéndose una redistribución de las partículas finas en el perfil del suelo generando así una obstrucción de los poros y el desarrollo de un sello superficial (Danin, 1983; Bresson & Valentin, 1993). Por otro lado, el incremento en la rugosidad que supone la presencia de las CBs disminuye el escurrimiento superficial, reteniendo el agua por más tiempo y facilitando una mayor infiltración neta (Navas et al., 2019).

Los musgos presentaron las tasas de infiltración más elevadas (**Figura 1**). Coincidiendo con Múcher et al. (1988) y Chamizo et al. (2012) que encontraron que las tasas de infiltración se incrementaban con el nivel de sucesión de las CBs, siendo las CBs dominadas por musgos (los de mayor nivel sucesional) las que presentaron mayor nivel de infiltración. El incremento en las concentraciones de sustancias poliméricas extracelulares (SPE) de origen microbiano en los musgos podría ser una de las causas de su mayor infiltración (Belnap et al., 2001). Las SPE pueden desempeñar un papel importante en la mejora de la infiltración, probablemente debido a su capacidad para impartir una textura “esponjosa” a los agregados constituidos por partículas de suelo y polímeros. Por su parte en el sitio A, la mayor rugosidad local dada por las CBs dominadas por cianobacterias (Navas et al., 2019) aumentaría la cantidad relativa de agua en ese lugar incrementando así las tasas de infiltración en relación a las dominadas por musgos (Miralles et al., 2011; Chamizo et al., 2012). Las tasas de infiltración más bajas en algunas ocasiones dadas por el líquen pueden estar relacio-

nadas con la naturaleza de las especies presentes en los diferentes sistemas y en la capacidad de algunas especies de sellar completamente la superficie, bloquear el acceso a los poros del suelo (Warren, 2003) e impedir el paso del agua. Según Chamizo et al., (2012) las CBs de líquenes poseen una alta porosidad por el dominio de poros alargados; sin embargo, al estar separada la CB del sustrato subyacente no hay continuidad entre los poros de la CB y del sustrato afectando la infiltración. Por otra parte, las bajas tasas de infiltración también pueden atribuirse a las propiedades hidrofóbicas de los líquenes (Souza-Egipsy et al., 2002) y a su capacidad para bloquear los poros del suelo cuando están húmedos (Warren, 2003). Estas bajas tasas de infiltración en líquenes son consistentes con los resultados encontrados por diversos autores (Alexander & Calvo, 1990; Chamizo et al., 2012).

Las CBs lograron retener por más tiempo el contenido de agua (**Figura 2**). Esta capacidad estaría relacionada con el incremento en el contenido de materia orgánica propia de los organismos constituyentes de las CBs y con los atributos morfológicos específicos de los organismos poiquilohídricos que la componen. Así, la capacidad de las vainas de las cianobacterias de incorporar hasta 8 veces su volumen en agua, de los musgos de expandir sus hojuelas e hidratarse rápidamente frente a un pulso de agua, o de disminuir la pérdida de agua a través de la presencia de costas excrecentes, cera en las hojuelas, o reducción instantánea de sus actividades, parece ser una de las explicaciones más plausibles para la retención. Nuestros resultados coinciden con los obtenidos por Sun et al. (2004), quienes al evaluar los efectos de las CBs

sobre el contenido de agua del suelo encontraron que este fue de 10,3 a 16,8 veces superior en las zonas con CBs. Rodríguez- Caballero et al. (2012), hallaron que la retención de agua de la capa superior del suelo y el almacenamiento de agua en la superficie del suelo aumentaron con la presencia de CBs.

Los musgos fueron los que retuvieron el agua por más tiempo (**Figura 2**). Resultados similares fueron obtenidos por Chamizo et al. (2012) quienes hallaron un incremento en los niveles de agua en CBs dominadas por musgos. La capacidad de los musgos de absorber agua directamente a través de los pelos en sus hojas y expandir su cobertura y biomasa hasta 13 veces, a diferencia de los otros grupos, es una de las explicaciones más plausibles (Galun et al., 1982). Las menores diferencias detectadas en el suelo L podrían estar relacionada con la alta capacidad de estos suelos finos de retener agua, lo que podría llevar a una retención de agua por momentos superior en la zona sin CBs. Por el contrario, en suelos de texturas más gruesas, que tienen menor capacidad de retención de agua, la presencia de las CB podría tener un efecto positivo (Rodríguez-Caballero et al., 2012). Coincidente con estos resultados Chamizo et al. (2012), en el Cautivo-España, encontraron que en suelos de textura fina la presencia de CBs tenía un impacto muy insignificante hasta incluso negativo en el contenido de agua del suelo.

## CONCLUSIONES

Las CBs juegan un rol importante influyendo en la tasa de infiltración y en el tiempo de persistencia del agua en los primeros centímetros del suelo. Sin embargo, la influencia está determinada por

el grupo funcional que domina en la CB y por la textura del suelo. En los ecosistemas secos donde el agua es el recurso que más limita la productividad, la conservación y optimización de los cortos y escasos pulsos de agua favorecidos por la presencia de CB se transforma en una ventaja fundamental para asegurar la activación de procesos ecológicos que de otra forma permanecerían en latencia.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Heber Merenda, David Ponce, José Vásquez, Yamil Rodríguez y Yanina Rivas por su colaboración durante los muestreos. Este trabajo fue parcialmente financiado por una beca doctoral-CONICET y un proyecto HOLCIM-Fundación CRICYT.

## BIBLIOGRAFÍA

- ALEXANDER, R.W. & A. CALVO, 1990. The influence of lichens on slope processes in some Spanish badlands, in: Thornes, J. (Ed.), *Vegetation and Erosion: Processes and Environments*. Wiley, London, UK, pp: 385–398.
- BELNAP, J. & J. GARDNER, 1993. Soil microstructure in soils of the Colorado Plateau: the role of the cyanobacterium *Microcoleus vaginatus*. *Gt. Basin Nat.* 53: 40–47.
- BELNAP, J., B. BÜDEL & O.L. LANGE, 2001. Biological Soil Crusts: Characteristics and Distribution, in: Belnap, J., Lange, O.L. (Eds.), *Biological Soil Crust: Structure, function, and management*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. pp: 3–30.
- BELNAP, J., R.L. SANFORD & L. LUNGU, 1996. Biological soil crusts: ecological roles and response to fire in Miombo woodlands of Zimbabwe. *Trans. Zimbabwe Sci. Assoc.* 70: 14–20.
- BLACKBURN, W.H., 1975. Factors influencing infiltration and sediment production of semiarid rangelands in Nevada. *Water Resour. Res.* 11: 929–937.
- BRESSON, L.M. & C. VALENTIN, 1993. Soil surface crust formation: contribution of micromorphology. *Dev. Soil Sci.* 22: 737–762.
- BROTHERSON, J. & S. RUSHFORTH, 1983. Influence of cryptogamic crusts on moisture relationships of soils in Navajo National Monument, Arizona. *Gt. Basin Nat.* 43: 73–78.
- CHAMIZO, S., CANTÓN, Y., RODRÍGUEZ-CABALLERO, E., & DOMINGO, F. (2016). Biocrusts positively affect the soil water balance in semiarid ecosystems. *Ecohydrology*, 9(7), 1208–1221.
- CHAMIZO, S., Y. CANTÓN, E. RODRÍGUEZ-CABALLERO, F. DOMINGO & A. ESCUDERO, 2012. Runoff at contrasting scales in a semiarid ecosystem: A complex balance between biological soil crust features and rainfall characteristics. *J. Hydrol.* (452): 130–138.
- CHEN, N., LIU, X., ZHENG, K., ZHANG, C., LIU, Y., LU, K., & ZHAO, C. (2019). Ecohydrological effects of biocrust type on restoration dynamics in drylands. *Science of the total environment*, 687, 527–534.
- DANIN, A., 1978. Plant species diversity and plant succession in a sandy area in the northern Negev. *Flora* 167: 409–422.
- DANIN, A., 1983. Desert vegetation of Israel and Sinai, in: Jerusalem: Cana Publishing House 148p.-Illus., Col. Illus., Maps. *En Icones, Maps. Geog* 2:28.
- DI RIENZO, J., F. CASANOVES, M. BALZARINI, L. GONZALEZ, M. TABLADA, C. ROBLEDO, 2016. *InfoStat* versión 2016. Grupo InfoStat, FCA. Argentina: Universidad Nacional de Córdoba
- FLETCHER, J.E. & W.P. MARTIN, 1948. Some Effects of Algae and Molds in the Rain-Crust of Desert Soils. *Ecology* 29: 95–100.
- GALUN, M., P. BUBRICK & J. GARTY, 1982. Structural and metabolic diversity of two desert lichen populations. *J. Hattori Bot. Lab.* 53: 321–324.

- GARIBOTTI, I. A., GONZALEZ POLO, M., TABENI, S. 2018. Linking biological soil crust attributes to the multifunctionality of vegetated patches and interspaces in a semiarid shrubland. *Functional Ecology* 32:1065–1078.
- GRAETZ, R.D. & D.J. TONGWAY, 1986. Influence of grazing management on vegetation, soil structure and nutrient distribution and the infiltration of applied rainfall in a semi-arid chenopod shrubland. *Aust. J. Ecol.* 11: 347–360.
- HARPER, K.T. & R.L. PENDLETON, 1993. Cyanobacteria and cyanolichens: Can they enhance availability of essential minerals for higher plants? *Gt. Basin Nat.* 53: 59–72.
- KAKEH, J., M. GORJI, M. SOHRABI, A. TAVILI & A.A. POURBABAEI, 2018. Effects of biological soil crusts on some physicochemical characteristics of rangeland soils of Alagol, Turkmen Sahra, NE Iran. *Soil Tillage Res.* 181: 152–159.
- KIDRON, G. J., D.H. YAALON & A. VONSHAK, 1999. Two causes for runoff initiation on microbiotic crusts: hydrophobicity and pore clogging. *Soil Science*, 164(1), 18–27
- MAESTRE, F. T., HUESCA, M., ZAADY, E., BAUTISTA, S., & CORTINA, J. (2002). Infiltration, penetration resistance and microphytic crust composition in contrasted microsites within a Mediterranean semi-arid steppe. *Soil Biology and Biochemistry*, 34(6), 895–898.
- MIRALLES-MELLADO, I., Y. CANTÓN & A. SOLÉ-BENET, 2011. Two-Dimensional Porosity of Crusted Silty Soils: Indicators of Soil Quality in Semiarid Rangelands? *Soil Sci. Soc. Am. J.* 75, 1330.
- MÜCHER, H.J., C.J. CHARTRES, D.J. TONGWAY & R.S.B. GREENE, 1988. Micromorphology and significance of the surface crusts of soils in rangelands near Cobar, Australia. *Geoderma* 42: 227–244.
- NAVAS ROMERO, A. L., HERRERA MORATTA, M. A., MARTINEZ CARRETERO, E. E., FERNÁNDEZ BELMONTE, M. C., & DUPLANCIC VIDELA, M. A. D. C., 2019. Caracterización microtopográfica e influencia de las costras biológicas en la rugosidad del suelo en el centro-oeste de la Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, vol. 54, no 4, p. 533–551.
- NAVAS ROMERO, A. N., MORATTA, M. H., VENTO, B., RODRIGUEZ, R. A., & CARRETERO, E. M. (2020). Variations in the coverage of biological soil crusts along an aridity gradient in the central-west Argentina. *Acta Oecologica*, 109, 103671.
- RODRÍGUEZ-CABALLERO, E., Y. CANTÓN & V. JETTEN, 2015. Biological soil crust effects must be included to accurately model infiltration and erosion in drylands: An example from Tabernas Badlands. *Geomorphology* 241: 331–342.
- RODRÍGUEZ-CABALLERO, E., Y. CANTÓN, S. CHAMIZO, A. AFANA & A. SOLÉ-BENET, 2012. Effects of biological soil crusts on surface roughness and implications for runoff and erosion. *Geomorphology* 145: 81–89.
- ROGERS, R.W., 1977. Lichens of hot arid and semi-arid lands, in: *Lichen Ecology*. pp. 211–252.
- SEGHIERI, J., S. GALLE, J.L. RAJOT & M. EHRMANN, 1997. Relationships between soil moisture and growth of herbaceous plants in a natural vegetation mosaic in Niger. *J. Arid Environ.* 36: 87–102.
- SOUZA-EGIPSY, V., C. ASCASO & L.G. SANCHO, 2002. Water distribution within terricolous lichens revealed by scanning electron microscopy and its relevance in soil crust ecology. *Mycol. Res.* 106, 1367–1374.
- SUN, Q., AN S., L. YANG & Z. WANG, 2004. Chemical properties of the upper tailings beneath biotic crusts. *Ecol. Eng.* 23: 47–53.
- WARREN, S.D., 2003. Biological soil crusts and hydrology in north American Deserts, in: Belnap, J., Lange, O.L. (Eds.), *Biological Soil Crust: Structure, Function, and Management*. Springer -Verlag Berlin Heidelberg, pp: 327–337.

- WILLIAMS, C.H. & M. RAUPACH, 1983. Plant nutrients in Australian soils, in: Soils: An Australian Viewpoint. CSIRO Aust. and Academic Press: Melbourne, pp: 777-793.
- XIAO, B., & HU, K. (2017). Moss-dominated biocrusts decrease soil moisture and result in the degradation of artificially planted shrubs under semiarid climate. *Geoderma*, 291, 47-54.
- ZAADY, E., 1999. The role of microphytic soil crusts in desert ecosystems. *Ecol Environm* 5: 77-84.

Recibido 12/2020  
Aceptado 06/2021