

Velocidad de infiltración e infiltración base en dos comunidades arbustivas del desierto hiper árido de San Juan (Argentina)

R. Tapia^{1,2,3,*}, J. Carmona Crocco^{1,2}, M. Martinelli^{2,3}

(1) Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas CCT San Juan. Av. Libertador Gral. San Martín 1109 San Juan, Argentina.

(2) Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Calle 11 y Vidart 5427 Villa Aberastain San Juan, Argentina.

(3) Universidad Nacional de San Juan. B. Mitre 396, J5402 San Juan, Argentina.

* Autor de correspondencia: R. Tapia [tapiaraul7@gmail.com]

> Recibido el 06 de julio de 2020 - Aceptado el 27 de septiembre de 2020

Tapia, R., Carmona Crocco, J., Martinelli, M. 2020. Velocidad de infiltración e infiltración base en dos comunidades arbustivas del desierto hiper árido de San Juan (Argentina). *Ecosistemas* 29(3):2036. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2036>

En las regiones áridas y semiáridas, el agua representa el principal factor limitante para la productividad primaria neta y en consecuencia determina el funcionamiento del ecosistema. La fracción de precipitación que ingresa al suelo y queda disponible para las plantas, depende de la interacción entre la precipitación, la vegetación y el suelo. Las comunidades arbustivas de zonas áridas son de gran importancia no sólo por su capacidad de mantener la estructura física del paisaje, sino también por su contribución a la dinámica hídrica del ecosistema. El objetivo del trabajo fue evaluar la velocidad de infiltración e infiltración base en dos comunidades arbustivas del desierto hiper árido de San Juan, Argentina. Se identificaron y caracterizaron, con técnicas de teledetección y trabajo de campo, las comunidades arbustivas presentes en el área de estudio. Las mediciones de velocidad de infiltración e infiltración básica se efectuaron mediante el método del anillo simple. Con los valores obtenidos, se construyeron las curvas de infiltración para las comunidades vegetales arbustivas y también para suelo libre de vegetación. Se reconocieron dos comunidades arbustivas, Lamaral y Zampal. Respecto de la infiltración, se encontró que la velocidad de infiltración media fue 1.98 veces mayor en los arbustales en comparación con suelo desnudo. Para la infiltración básica no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las comunidades, pero sí entre estas y el suelo desnudo. Los resultados aquí reportados pueden ser empleados como insumos para la elaboración o ajuste de modelos hidrológicos y para el manejo de los matorrales de San Juan.

Palabras clave: dinámica hídrica; Monte; matorrales; vegetación nativa; zonas áridas

Tapia, R., Carmona Crocco, J., Martinelli, M. 2020. Infiltration rate and base infiltration in two shrub communities of the hyper arid desert of San Juan (Argentina). *Ecosistemas* 29(3):2036. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2036>

In arid and semi-arid regions, water represents the main limiting factor for net primary productivity and, consequently, determines the functioning of the ecosystem. The fraction of precipitation that enters the soil and remains available to plants depends on the interaction between precipitation, vegetation and soil. The shrub communities of arid zones are of great importance not only for their ability to maintain the physical structure of the landscape, but also for their contribution to the hydric dynamics of the ecosystem. The objective of the work was to evaluate the infiltration rate and base infiltration in two shrub communities of the hyper-arid desert of San Juan, Argentina. The shrub communities present in the study area were identified and characterized with remote sensing techniques and field work. Infiltration rate and basic infiltration measurements were made by the simple ring method. With the values obtained, the infiltration curves were constructed for the shrubby plant communities and also for soil free of vegetation. Two bush communities, Lamaral and Zampal, were recognized. Regarding infiltration, it was found that the mean infiltration speed was 1.98 times higher in the shrubs compared to bare soil. For basic infiltration, no statistically significant differences were found between the communities, but there were differences between them and the bare soil. The results reported here can be used as inputs for the elaboration or adjustment of hydrological models and for the management of the San Juan scrubs.

Keywords: water dynamics; Monte; ecosystem services; shrubbery; drylands

Introducción

Las zonas áridas se caracterizan por presentar un índice de aridez comprendido entre 0.05 y 0.65 (Middleton y Thomas 1997). Estas amplias regiones del mundo ocupan al menos un tercio de la superficie terrestre, y son el soporte físico donde habita 1/5 de la población mundial (Reynolds et al. 2005; Baldi y Jobbágy 2012; Maestre et al. 2012). Del área total cubierta por las zonas áridas, el 24 % corresponde a matorrales, 20% a las zonas de cultivo, 28 % a estepas herbáceas, 8 % a bosques nativos y 3 % a zonas urbanas (Reynolds et al. 2005).

En las regiones áridas y semiáridas, el agua representa el principal factor limitante para la productividad primaria neta y en consecuencia determina el funcionamiento del ecosistema (Newman et al. 2006). En estas vastas regiones del mundo, el balance hídrico resulta negativo ya que aproximadamente el 95% de las precipitaciones retornan a la atmósfera en forma de transpiración vegetal y evaporación directa (Schwinning et al. 2004; Schlesinger y Jasechko 2014). En virtud de esto, el funcionamiento del ecosistema depende, en gran medida, de la fracción de precipitación que ingresa al suelo y queda disponible para las plantas (Noy-Meir 1973; Austin et al. 2004). A su vez, la fracción de lluvia que ingresa al

suelo, depende de la interacción entre la precipitación, la vegetación y el suelo (Knapp et al. 2002; Nicholson 2011). El dosel vegetal afecta la distribución espacial de la lluvia al dividir la caída en tres flujos: intercepción, caída y flujo del tallo (Llorens y Domingo 2007; Zhang et al. 2015). Para los ecosistemas secos de Argentina, Magliano et al. (2018) determinó que la caída directa representa la fracción mayoritaria (70%) de la precipitación.

Una vez en el suelo, el agua de lluvia puede infiltrarse y formar drenaje profundo, o escurrir superficialmente. Respecto de la infiltración, Chow et al. (1994) sostiene que el agua de lluvia se infiltra en el suelo a una velocidad máxima que depende de las propiedades físicas del suelo (textura, estructura), de su grado de saturación y de la condición de superficie (suelo cubierto por vegetación o libre de ella); la velocidad de infiltración al inicio del proceso es, en general, elevada y tiende a decrecer a medida que transcurre el tiempo (Tamhane et al. 1978; Buol et al. 1981; Porta et al. 1994).

Respecto a la condición de superficie, diversos estudios sugieren que existe una relación de dependencia entre la infiltración y la presencia de vegetación (Jiménez et al. 2006; Tapia y Martinelli 2019; Karlin et al. 2019). La vegetación modifica la infiltración de diferentes maneras: por un lado, el dosel vegetal intercepta parte de la precipitación, reduce la velocidad de caída e incrementa la proporción de agua infiltrada en relación con la caída. Por otro lado, las raíces favorecen la formación de macroporos, lo que resulta en un incremento de la porosidad total y, en consecuencia, tanto la circulación del agua en los horizontes superiores, como el drenaje profundo se ven favorecidos (Archer et al. 2002; Jarrett y Hoover 1985).

En cuanto al efecto de las propiedades físicas del suelo, se sabe que las características edáficas como la textura, estructura, cantidad de materiales orgánicos e inorgánicos, así como por el tamaño y volumen total del espacio poroso afectan la velocidad de infiltración y el estado de infiltración base (Smith y Parlange 1978; Buol et al. 1981; Gurovich 1985; Gregory et al. 1987). Sin embargo, estudios realizados por Blackburn et al. (1992) y Spaeth et al. (1996), muestran que, en comparación con la vegetación, la textura del suelo es un factor menos significativo en lo que a infiltración se refiere.

La vegetación nativa de la región fitogeografía del Monte de Argentina, presenta un patrón de distribución espacial, donde se reconoce un mosaico de dos fases: una fase provista de vegetación con elevada cobertura, y otra donde la cobertura vegetal es baja o nula (Bisigato 2000). Para la zona de estudio, una de las características distintivas del parche de vegetación es la dominancia del estrato arbustivo por sobre el arbóreo y herbáceo. En términos generales, las especies arbustivas que dominan el parche pertenecen al género *Larrea*, *Prosopis* y *Atriplex*. Al ser estos géneros dominantes en las zonas vegetadas de San Juan, resulta necesario comprender la relación entre la tasa de infiltración y la presencia de estas comunidades vegetales, con el fin de desarrollar modelos hidrológicos ajustados a la realidad de los ecosistemas de la provincia. En ese sentido resulta interesante en este punto considerar lo propuesto Gutiérrez y Squeo (2004), quienes ponen de relieve que la importancia de los arbustos de las zonas áridas, reside no solamente en su capacidad para mantener la estructura física del paisaje, sino también por su contribución a la dinámica hídrica del sistema. Se sabe que algunas especies de arbustos, tal es el caso de las pertenecientes al género *Atriplex*, son capaces de generar una importante cantidad de hojarasca. Esta característica favorece la retención de agua en el suelo y mejora las condiciones microclimáticas, con lo cual se promueve en mantenimiento de la biodiversidad.

Las comunidades arbustivas dominadas por *Prosopis alpataco* var. *lamaro* históricamente representaron una valiosa fuente de recursos para los pueblos rurales de las zonas áridas en general (Burkart 1976; Roig 1987; Fagg y Stewart 1994; Abraham y Prieto 1999; Villagra y Cavagnaro 2000; Demaio et al. 2002) y en particular para la zona de estudio (Carmona Crocco et al. 2020). Estos matorrales ofrecen múltiples beneficios a los ecosistemas: son una fuente para la fijación de nitrógeno, favorecen la estructura y ferti-

lidad del suelo, movilizan de nutrientes, intervienen en la formación de microclimas propicios para el establecimiento de plantas y bienestar animal, entre otros (Villagra y Cavagnaro 2000; Rossi y Villagra 2003; Alvarez et al. 2009).

En términos de servicios ecosistémicos Boyd y Banzhaf (2007), exponen que tanto la circulación como el almacenamiento de agua en el suelo pueden ser entendidos como servicios del ecosistema. En Argentina, existen diversos estudios (Jobbágy et al. 2013; Magliano et al. 2018) que ponen de manifiesto la importancia de la vegetación nativa para la conservación del agua en el suelo. En la zona de estudio trabajos recientes sugieren que el retamal (comunidad dominada por *Bulnesia retama*) propia de la región hiperárida del Monte, acumula 3 veces más agua que el suelo libre de vegetación (Tapia y Martinelli 2019).

Los antecedentes hasta aquí presentados destacan el estrecho vínculo entre la vegetación y la tasa de infiltración y el efecto que esta relación tiene en el funcionamiento del ecosistema. En San Juan, si bien existen antecedentes vinculados a la temática planteada, éstos son puntuales, y describen solo una pequeña parte de la realidad del Monte. En ese sentido el presente estudio pretende ampliar la información y así aportar al conocimiento de la relación entre la tasa de infiltración y las comunidades arbustivas Zampal (dominada por *Atriplex undulata*) y Lamaral (dominada por *Prosopis Alparaco* var. *Lamaro*) ampliamente distribuidas en la provincia de San Juan.

Material y métodos

Área de estudio

El área de estudio se localiza al sur este de la provincia de San Juan (Argentina) y pertenece al departamento 25 de mayo (Latitud 32° 05' 13"; Longitud 68° 11' 21") (Fig. 1). Desde el punto de vista fitogeográfico corresponde a la provincia del Monte, la cual se caracteriza por poseer un clima seco y cálido, con precipitaciones principalmente estivales, de carácter torrencial, que varían entre 80 mm y 200 mm anuales. Las temperaturas son elevadas, alcanzando máximos absolutos de 46 ° C, configurando características de máxima aridez (Dalmasso y Anconetani 1993). La vegetación, se caracteriza por una estepa arbustiva con predominio de especies de la familia Zygophyllaceae (*Larrea* spp. y *Bulnesia retama*) y arbustos halófitos como *Suaeda divaricata*, *Atriplex* spp., *Allenrolfea vaginata* (Morello 1958; Cabrera 1994) El estrato arbóreo es muy abierto, dominado por *Prosopis flexuosa*, (especie más común y dominante en la mayor parte de la superficie boscosa) o por *Prosopis chilensis* (en las márgenes de cauces de agua), acompañados por *Geoffroea decorticans*, *Atamisquea emarginata* y especies del género *Larrea*.

Respecto de los suelos, predominan Torrifluventes típicos con inclusiones de Torriortentes típicos en lugares relativamente elevados, Salortides típicos en sectores deprimidos, Fluvacuente en sectores inundables del cauce actual del río San Juan y Torripsaques típicos en sectores invadidos por médanos (Rocca 1969).

Obtención y procesamiento de la imagen satelital

Las comunidades arbustivas Lamaral y Zampal fueron, en primera instancia, identificadas y caracterizadas sobre la base del procesamiento digital de una imagen satelital. Se trabajó sobre una imagen Landsat 8 Operational Land Imager (OLI) de 30 metros de resolución, fechada el 17 de marzo de 2017 y con un porcentaje de nube del 2 %. La imagen fue calibrada radiométricamente mediante el complemento top of atmosphere reflectance (TOA) del programa QGIS v 2.18.20, considerando los coeficientes de calibración disponibles para el satélite y las fechas utilizadas (Chander et al. 2009; Czaplá-Myers et al. 2015).

Dada la complejidad espectral de la vegetación del desierto del Monte (Goirán et al. 2012; Campos et al. 2018), el tratamiento digital de la imagen incluyó como primer paso la generación de las variables indicadoras de vegetación, sustrato y relieve. Para ello

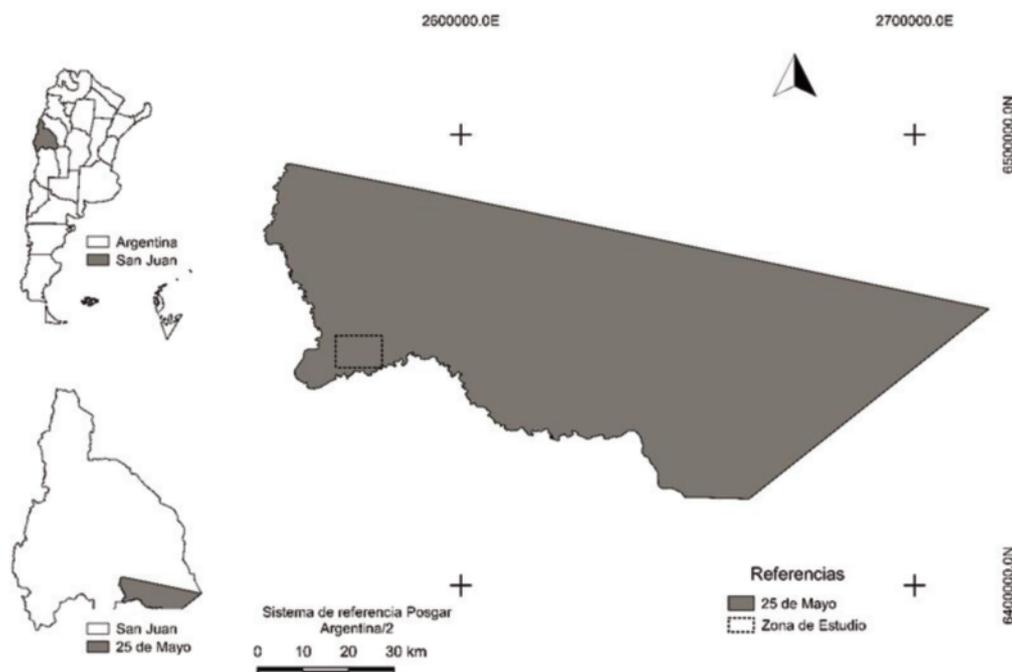


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

Figure 1. Location of the study area.

se realizó la transformación tasseled cap, la cual sintetiza toda la información contenida las bandas de la imagen y genera tres nuevas bandas (Índice de brillantez de suelo, Índice de verdor e Índice de humedad) que contiene nueva información de la escena. A partir de este procesamiento digital, es posible diferenciar espectralmente entre los distintos tipos de sustrato (Chuvienco 2008). Además, para contar con información complementaria, se calculó el índice de vegetación ajustado al suelo (SAVI).

Posteriormente se realizó una clasificación no supervisada a la banda Índice de Brillantez, para lo cual se empleó el algoritmo de agrupamiento kmean (Clusterización) con el software QGIS versión 2.18.20 de libre acceso. Finalmente, para evaluar la precisión de la clasificación, se empleó la matriz de confusión. Siguiendo a Congalton (1991) se seleccionaron, mediante un muestreo aleatorio estratificado, 40 muestras por clase completando así un total de 120 para toda la clasificación. Finalmente, para tomar los elementos fuera de la diagonal de la matriz y dar cuenta de la contribución del azar a la clasificación, se calculó en coeficiente Kappa (Rosenfield y Fitzpatrick-Lins 1986).

Muestreo de vegetación

El muestreo de vegetación se realizó en marzo de 2017 en coincidencia con la máxima frecuencia de precipitación, máxima cobertura vegetal, y con la fecha seleccionada para la imagen satelital. La cobertura vegetal se midió con la técnica de intersección de línea (Canfield 1941). Se realizaron un total de 30 transectos lineales ($n=30$) de 50 metros de longitud. El número de transectos se calculó a partir de la expresión propuesta por Mostacedo y Fredericksen (2000); mientras que la longitud se obtuvo a partir del trabajo de Maldonado et al. (2004). Respecto de la orientación de los transectos, las mismas siguieron diferentes direcciones (norte-sur, este-oeste, noreste-sudeste) para contemplar la variación natural en la topografía del terreno. Análisis e integración de los niveles de información.

Los datos de cobertura vegetal, obtenidos a partir del trabajo de campo, y la información resultante del procesamiento digital de la imagen, fueron integrados con el apoyo de un SIG. Este procedimiento permitió la superposición de los niveles de información, el consecuente análisis de los datos y finalmente la definición y caracterización de las comunidades arbustivas Zampal y Lamaral. Para la elaboración del sistema de información geográfica, se empleó el software QGIS versión 2.18.20.

Medición de la velocidad de infiltración e infiltración base

Las mediciones de velocidad media de infiltración (VMI) e infiltración básica (IB) se efectuaron durante el periodo comprendido entre marzo de 2016 y marzo de 2017. Cada ensayo estuvo precedido por un periodo de quince días sin precipitación, con lo cual se aseguró un bajo nivel de humedad volumétrica en el suelo y se redujo así el efecto sobre los valores iniciales de infiltración.

La VMI e IB se cuantificaron para las comunidades vegetales Lamaral y Zampal (Fig. 2), previamente identificadas y caracterizadas, y también para suelo desnudo. Respecto de esta última condición, cabe destacar que los sitios pertenecientes a la misma fueron circundantes a las zonas vegetadas y carecían completamente de vegetación. En la comunidad Lamaral, *Prosopis alpataco* var. *lamaro* fue la especie dominante, este matorral se sitúa en suelos de textura finas (franco limoso a limoso) y con elevados tenores salinos (superior a los 10 dSm^{-1}). En la comunidad arbustiva Zampal, *Atriplex undulata* fue la especie dominante, el suelo donde habita presenta características similares a las registradas en Lamaral. En ambos matorrales, se reconoce el predominio del estrato arbustivo sobre el arbóreo y herbáceo. En términos generales, se trata de comunidades de baja riqueza florística donde el suelo desnudo, o libre de vegetación, es un elemento característico. Respecto de la salinidad del suelo, cabe destacar que los elevados valores de conductividad eléctrica registrados para esta zona, responden a la influencia de una espesa capa de sedimentos lacustres que fue depositada por las antiguas Lagunas de Guanacache, actualmente secas en la zona de trabajo.

Dentro de cada comunidad vegetal, los sitios de medición se dispusieron al azar y se realizaron un total de 100 ensayos, siendo 50 de ellos efectuados debajo del dosel vegetal y los restantes 50 en suelo desnudo. Debajo de la canopia, cada ensayo se realizó a una distancia de 20 cm medidos desde el centro de la planta, mientras que en suelo desnudo el sitio de muestro estuvo separado una distancia de 5 metros, medidos desde el punto donde inicia la copa del arbusto.

Se empleó el método del anillo simple (Sepúlveda 1999; Godagnone et al. 2012) por ser experimentalmente sencillo y por consumir menor cantidad de agua durante cada ensayo, aunque este asume también un movimiento lateral en el suelo que debe ser considerado (Votrubova et al. 2017). Este método hace uso de un cilindro de 0.21 m de diámetro, el cual es insertado en el suelo hasta una profundidad de 0.05 m (Godagnone et al. 2012). Luego de la instalación del



Figura 2. Determinación de la VIM e IB en las comunidades arbustivas. **A).** Medición de la infiltración en suelo desnudo. **B).** Comunidad arbustiva Zampal. **C).** Medición de la infiltración bajo canopia. **D).** Comunidad arbustiva Lamaral.

Figure 2. Determination of VIM and BI in shrub communities. **A).** Measurement of infiltration in bare soil. **B).** Zampal shrub community. **C).** Measurement of infiltration under canopy. **D).** Lamaral shrub community.

anillo, se aplicaron cargas hidráulicas de 150 mm cronometrando el tiempo requerido para que el agua ingrese completamente al suelo. Insumida la totalidad de la carga hidráulica, se registró el tiempo transcurrido realizando inmediatamente después una nueva recarga. Este procedimiento se repitió hasta que el tiempo de infiltración se hizo constante, lo cual se consideró un indicador de la infiltración básica (IB) del suelo. Finalizado cada ensayo, se retiró el anillo y se cavó unos centímetros por debajo del nivel inferior del anillo para medir y registrar el movimiento lateral del agua, el cual posteriormente fue descontado del volumen total infiltrado.

Análisis del Suelo

El muestreo de suelo se realizó en marzo de 2017, en concordancia con los censos de vegetación y con la fecha de la imagen satelital procesada. Las muestras fueron tomadas por comunidad vegetal, para cada una de las condiciones de superficie y en los sitios donde se efectuaron los ensayos de infiltración. Para cada condición de suelo se tomaron, de forma aleatoria, dos muestras simples del horizonte superficial (0-30 cm) y dos muestras correspondientes a la fracción 30-50cm. Por lado, en los mismos sitios y para las dos condiciones de suelo consideradas, se determinó la densidad aparente (D_a) mediante un muestreador Eijkelpamp. Este dispositivo posee un cilindro metálico en su extremo inferior, el cual lleva en su interior un cilindro removible de 5 cm de altura y un volumen de 98.2 cm³. Una vez que el muestreador fue extraído del suelo se retiró el cilindro interior y se enrasó la muestra cortando cuidadosamente con un cuchillo el suelo excedente. Luego se procedió de la misma manera con el suelo excedente del lado inferior del cilindro removible. Los cilindros enrasados se llevaron al laboratorio para su secado en estufa a 105 °C por 48 horas y posterior pesado para determinar su masa (Blake y Hartge 1986).

En laboratorio las muestras fueron, en primera instancia, separadas por sitio y condición de suelo. Luego fueron homogeneizadas obteniéndose así una muestra compuesta. A esta última se le realizó el análisis textural, mediante la técnica de volumen de sedimentación (Nijelsohn y Pilasi 1962, comunicación personal), el contenido

de materia orgánica se determinó por el método de Walkley y Black (Nelson y Sommers 1982) y finalmente se determinó la composición granulométrica por tamizado con la norma ASTM D-422.

Análisis de datos

Los datos fueron procesados según lo establece Sepulveda, (1999) y se calculó: varianza, coeficiente de variación y límites de confianza. Se calculó la velocidad media de infiltración (VMI) para las comunidades vegetales, así como para suelo desnudo. La velocidad media de infiltración se estimó mediante la ecuación propuesta por Porta et al. (1994).

Se construyeron las curvas de velocidad media de infiltración para cada una de las clases vegetales y suelo desnudo y se les ajustó una función potencial según lo propuesto por Kostiakov (1932), y Hillel (1998). Se estimaron los valores de infiltración básica mediante el cálculo del promedio de los valores de infiltración, situados en el sector asintótico de la curva, cuyo valor de desviación estándar no fue superior al 20 % (Karlin et al. 2019)

Las diferencias estadísticas en la VIM e IB, así como en la Densidad aparente (D_a) y Materia orgánica (M_o) para las dos condiciones de suelo consideradas (suelo cubierto por Lamara, Zampal y suelo desnudo) se estimaron a partir de prueba ANOVA al nivel del 5% ($P \leq 0.05$) de significancia para todos datos. Siempre que ANOVA indicó una diferencia significativa, se llevó a cabo una prueba de comparación múltiple de promedios de Tukey (Zar 1999). Los análisis estadísticos se realizaron con el programa InfoStat (Di Rienzo et al. 2017).

Resultados

El procesamiento de datos espaciales y el trabajo de campo, permitió identificar y caracterizar dos comunidades vegetales arbustivas: Lamaral (comunidad dominada por *Prosopis alpataco* var. *lamaro*) con un área de 128 hectáreas y Zampal (comunidad dominada por *Atriplex undulata*) cuya superficie estimada alcanza las 130 hectáreas.

A partir de la clasificación digital de la imagen, se obtuvieron 3 clases de cobertura de suelo: cobertura vegetal superior al 50 % (clase 1); cobertura vegetal superior a 20 % e inferior a 50% (clase 2) y cobertura vegetal inferior a 20% (clase 3) (Fig. 3).

La clase 1 (color rojo) se corresponde con la máxima cobertura vegetal. Se observa que la misma se asocia a las formas regulares del terreno, indicadores de parcelas de cultivos, así como al cauce natural de río San Juan. La vegetación natural es de tipo riparia destacándose especies como *Tessaria absinthioides*, *Baccharis salicifolia*, *Cynodon dactylon*, *Typha domingensis*. Por su parte en las parcelas de cultivo, que se corresponden al agrosistemas, las especies dominantes son *Vitis vinifera* y *Pistacia vera* principalmente. Al analizar la transformación tasselled cap se observa que esta clase espectral, obtuvo los valores más altos de índice verde (IV), e índice de humedad (IH), lo cual indica la presencia de vegetación agrupada y con altos porcentajes de cobertura.

Las clases 2 (color gris) y 3 (color amarillo) se corresponden con áreas donde se registró un predominio de vegetación nativa (Fig. 3). La clase 2, donde se ubican las comunidades vegetales estudiadas, se caracteriza por presentar un estrato arbustivo denso y dominante con aislados emergente arbóreo. En estos sitios la riqueza florística es baja, destacándose *A. undulata* y *P. alpataco* var. *lamaro* como las especies más frecuentes y de mayor cobertura. El estrato arbóreo es dominado por *Prosopis flexuosa* y se encuentra reducido y circunscripto a los sitios donde las condiciones de edáficas e hídricas lo permiten. En la clase 3 el elemento característico es el suelo desnudo. En este caso, la vegetación pertenece exclusivamente al estrato arbustivo, siendo el arbóreo y el herbáceo inexistentes.

El análisis de la transformación tasselled cap obtenido para la clase 2, permitió reconocer que tanto el índice verde (IVV) como el de humedad (IH) fueron más elevados en comparación con los encontrados en la clase 3. Esto indica que la cobertura vegetal toma valores intermedios entre la clase 1 (cobertura superior al 50%) y la 3 (cobertura inferior al 20%). En lo referente a la clase 3, se obtuvo que el índice de brillantez de suelo (IBS) fue el más elevado de todos los valores registrados. Esto último indica la existencia de una baja cobertura vegetal o predominio de suelo desnudo.

En cuanto a la precisión de la clasificación, el cálculo de la matriz de error arrojó que la clase 1 fue la mejor clasificada. Por su parte las clases 2 y 3 obtuvieron el mismo porcentaje de precisión (Tabla 1). La matriz también advierte que tanto la precisión del productor como la del usuario fueron mayores para la clase 1 en comparación con las restantes clases.

El análisis de los datos de cobertura vegetal, obtenidos a partir del trabajo de campo, muestra que suelo desnudo o libre de cobertura vegetal, es el elemento mayoritario en las comunidades Lamaral y Zampal (Fig. 4). Además, el gráfico indica que en la comunidad Lamaral la especie *P. alpataco* var. *lamaro* obtuvo el mayor valor de cobertura vegetal. Por su parte en Zampal, *A. undulata* fue la especie de mayor cobertura.

Respecto de las curvas de infiltración, se observa, en términos generales, un comportamiento similar para Zampal y Lamaral, el

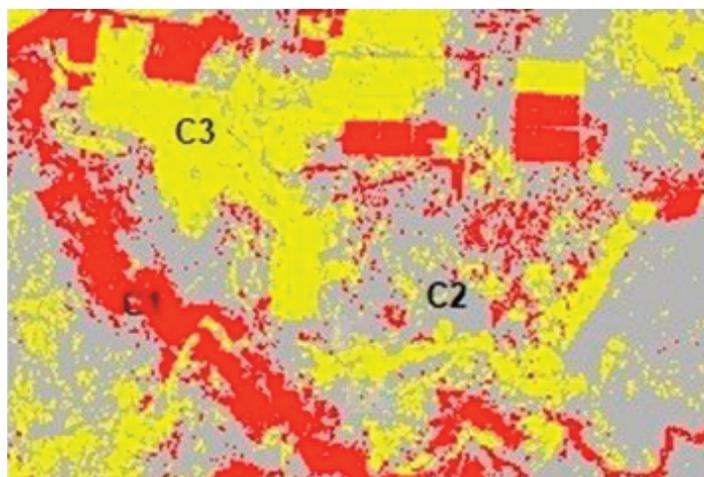


Figura 3. Clasificación digital de cobertura de suelo. C1: clase 1 (cobertura superior al 50%), C2: clase 2 (cobertura inferior al 50 y superior al 20%), C3: clase 3 (cobertura inferior al 20%).

Figure 3. Digital classification of land cover. C1: class 1 (coverage greater than 50%), C2: class 2 (coverage less than 50 and greater than 20%), C3: class 3 (coverage less than 20%). LA: Lamaral, ZA: Zampal.

cual se inicia con un descenso pronunciado que paulatinamente se vuelve menos acentuado hasta alcanzar la infiltración base. Este último estado que se corresponde con la porción asintótica de la curva (Fig.5).

En cuanto al ajuste matemático de las curvas, los datos muestran que el mejor ajuste lo obtuvo Lamaral ($R^2= 0.83$), mientras que el valor R^2 de suelo desnudo resultó ser bajo debido a valores positivos del coeficiente n de Kostiakov, obtenidos en algunos ensayos.

Respecto de la variación de la velocidad de infiltración en las dos condiciones de superficies consideras el análisis de la varianza indica que la VIM es estadísticamente diferente entre la condición de suelo cubierto y suelo desnudo ($p= 0.0007$). Además, para IB se encontró que no existen diferencias estadísticamente significativas entre Lamaral y Zampal ($p=0.16$) pero si entre las comunidades arbustivas y suelo desnudo ($p= 0.0001$). Por otro lado, los datos también indican que tanto la IB como infiltración inicial son elevadas y estadísticamente diferentes ($p= 0.003$) en la condición suelo cubierto en comparación con suelo desnudo (Tabla 2).

En cuanto a las características texturales de suelo, los resultados indican que existe un predominio de texturas finas en la totalidad de los sitios muestreados. Además, sobre la base de los valores de densidad aparente, se estima que el suelo presenta un porcentaje de porosidad total comprendido entre en 35 y 45 %. Respecto del análisis estadístico, el mismo mostro que las diferencias observadas en la densidad aparente y el contenido de materia orgánica entre las condiciones de superficies, no fueron significativas en términos estadísticos ($p= 0.12$ [MO] y $p= 0.9$ [Da]) (Tabla 2).

Tabla 1. Matriz de error para la clasificación digital Kmean.

Table 1. Error matrix for Kmean digital classification.

Precisión general: $(92/120)= 76.6\%$

Coefficiente Kappa= 0.7000

Clases	Valores reales (Píxeles)				Precisión Productor (%)	Precisión Usuario (%)
	Clase1	Clase2	Clase3	TOTAL		
Sin clasificar	0	0	0	0		
Clase 1	30	0	9	39	80	96.97
Clase 2	0	32	1	33	75	76.92
Clase 3	10	8	30	48	75	74.50
Total	40	40	40	120		

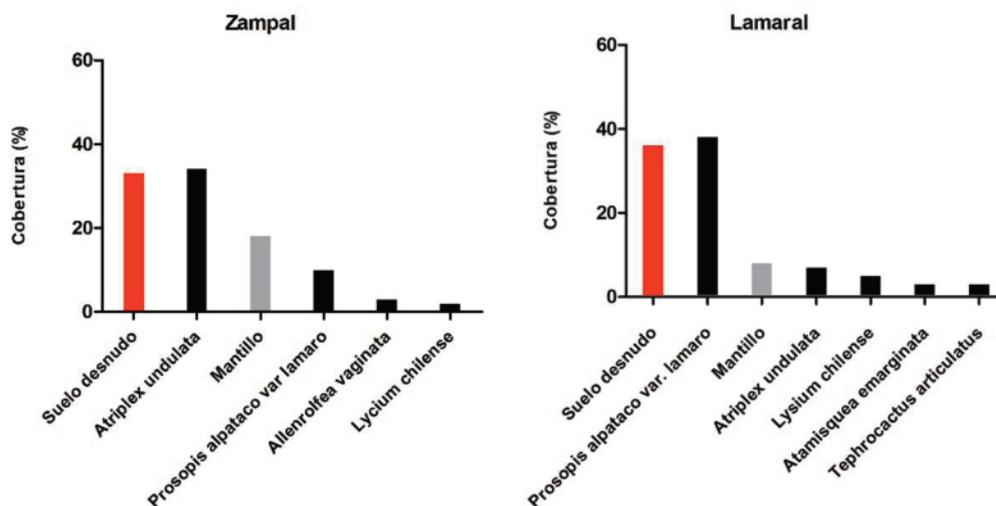


Figura 4. Cobertura vegetal en las comunidades vegetales identificadas y caracterizadas.
Figure 4. Plant cover in the identified and characterized plant communities.

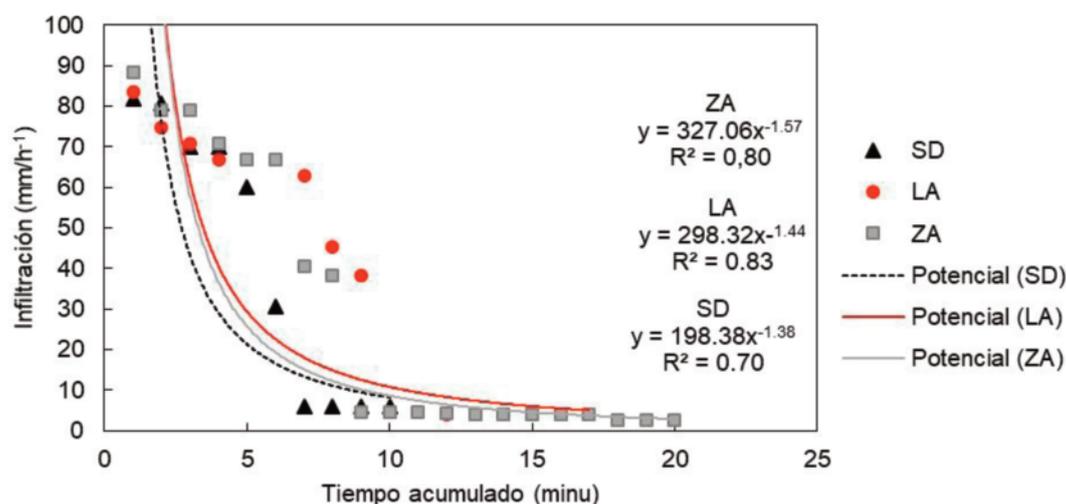


Figura 5. Curvas de infiltración para las comunidades vegetales y suelo desnudo. SD (Suelo desnudo) LA (Lamaral, comunidad dominada por *Prosopis alpacato var. lamaro*) ZA (Zampal, comunidad dominada por *Atriplex undulata*).

Figure 5. Infiltration curves for plant communities and bare soil. SD (Bare ground) LA (Lamaral, community dominated by *Prosopis alpacato var. Lamaro*) ZA (Zampal, community dominated by *Atriplex undulata*).

Tabla 2. Velocidad media de infiltración, infiltración básica e infiltración inicial para las clases vegetales y suelo desnudo. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas. Da: Densidad aparente; VIM: Velocidad media de infiltración; IB: Infiltración Básica. MO: Materia Orgánica.

Table 2. Average infiltration rate, infiltration basic and infiltration initial for plant classes and bare soil. Different letters indicate statistically significant differences. Da: Apparent density; MIV: Average rate of infiltration; IB: Infiltration Basic. Mo: Organic Material.

Clase vegetal	Clase textural (*)	Da (gr/cm ³)	Mo (%)	VIM (mm/h-1)	IB (mm/h1)	Infiltración inicial (mm/h-1)
Zampal	Fr Ar L	1.39 a	2.42 a	2.00 a	235.12a	2.82 a
Lamaral	Fr L	1.32 a	2.95 a	2.58 a	252.25 a	3.63 a
Suelo desnudo	Fr Ar/ Fr Ar L	1.45 a	2.20 a	1.20 b	71.10 b	1.52 b

Prueba Tukey, nivel de significancia $p \leq 0.05$.

Fr L (Franco Limoso); Fr Ar/ Fr L (Franco Arcilloso a Franco Limoso); Fr Ar L (Franco Arcillo Limoso).

Discusión

En este trabajo se evaluó la velocidad de infiltración media e infiltración básica en dos comunidades arbustivas del desierto hiperárido de San Juan, Argentina.

El procesamiento de la imagen satelital permitió obtener 3 clases de cobertura de suelo. La de mayor cobertura (clase 1) corresponde a la zona del agrosistema del valle de Tulum, principal polo productivo de la provincia. Allí la cobertura tomó valores superiores al 50 % y fue dominada por cultivos de vid (*Vitis vinífera*) y variadas hortalizas.

La vegetación nativa del sitio se agrupó en dos clases de cobertura (clase 2 y 3). En la clase 3 se encontró un predominio de suelo desnudo, mientras que en la clase 2 se ubicaron las comunidades vegetales analizadas. En estas últimas se registró un predominio de dos especies arbustivas *A. undulata* y *P. alpataco* var *lamaro*. Se trata de arbustales xerofíticos de follaje perenne (a veces caedizo en sequías extremas) y halófito. Desde el punto de vista fisiográfico y comportamental, la caracterización de las comunidades identificadas, concuerda con la realizada por [Morello \(1958\)](#) y [Cabrera \(1994\)](#).

Los registros de campo indicaron que *P. alpataco* var *lamaro* obtuvo el mayor porcentaje de cobertura en la comunidad Lamaral; mientras que *A. undulata* fue la especie de mayor cobertura en la comunidad Zampal. En ambos arbustales, el suelo libre de cobertura fue un elemento de considerable envergadura, lo cual podría estar relacionado con la presión de uso de las comunidades analizadas. En ese sentido resulta interesante destacar los aportes realizados por [Carmona Crocco et al. \(2020\)](#) quien analizó, desde la perspectiva agroecológica, la contribución de la ganadería caprina a la sustentabilidad del agrosistema de la zona de estudio. De los resultados de dicho trabajo se desprende que el ganado caprino consume, como fuente principal de forraje, *P. alpataco* var. *lamaro* y *A. undulata*. Resulta importante destacar que, en estos sistemas, la alimentación del ganado depende mayoritariamente de la vegetación natural, especialmente de aquellos arbustos (tal es el caso de los arbustos aquí analizados) que conservan el follaje por más tiempo. Estas especies vegetales representan una importante fuente de nutrientes en las épocas del bache forrajero (invierno y comienzos de la primavera) por lo que son altamente valorados por ganado. Según [Bregaglio et al. \(1999\)](#) y [Karlin et al. \(2012\)](#), en la época de bache forrajero y para el caso de los caprinos, el 80% de la dieta se constituye de forraje de leñosas. Estas plantas son menos afectadas por las fluctuaciones de las precipitaciones, manteniendo los nutrientes en vástagos y yemas apicales disponibles para los animales. Por lo expuesto, es posible pensar que la preferencia del ganado por *P. alpataco* var. *lamaro* podría incrementar el tiempo de permanencia y el deambular de los animales en la superficie cubierta por esta comunidad vegetal. En ese sentido es probable que este fenómeno provoque la compactación del suelo y consecuentemente la reducción de la porosidad total, alterando así la tasa de infiltración. Por tal motivo resulta necesario llevar adelante estudios orientados a registrar el fenómeno antes descrito e incorporar esta variable a los potenciales modelos hidrológicos del Monte de San Juan.

Respecto de las características edáficas, los estudios realizados por [INTA \(1976\)](#) y [Suvires \(2004\)](#), clasifican a los suelos de la zona como Torrifluventes típicos con inclusiones de Salortides típico en los sitios deprimidos del terreno. En ese sentido nuestros resultados concuerdan con dicha clasificación ya que en la mayoría de los sitios analizados se registró un predominio de suelos de textura fina y pobres en materia orgánica. Respecto del efecto de las propiedades físicas del suelo sobre la tasa de infiltración, diversos autores ([Smith y Parlange 1978](#); [Buol et al. 1981](#); [Gurovich 1985](#); [Gregory et al. 1987](#)) reportaron que la textura, estructura y contenido de materia orgánica se encuentran entre los factores que más afectan la tasa de infiltración. Los resultados obtenidos en el presente trabajo, muestran que en la mayoría de los sitios de muestro la textura predominante es Franco limosa, además tanto el contenido de materia orgánica como la densidad aparente, si bien mostraron diferencias, las mismas no fueron estadística-

mente significativa. Sobre la base de estos elementos y siguiendo a [Blackburn et al. \(1992\)](#) y [Spaeth et al. \(1996\)](#) es posible pensar que la variación observada en los parámetros de infiltración medidos, se deban mayoritariamente a la presencia de vegetación.

Según [Gutierrez y Squeo \(2004\)](#), la importancia de los arbustos de las zonas áridas, residen no sólo por su capacidad de mantener la estructura física de los paisajes, sino también por su contribución en la dinámica hídrica y consecuentemente en el funcionamiento de los ecosistemas. En ese sentido, nosotros encontramos que la velocidad de infiltración es afectada positiva y significativamente ($p=0.0007$) por los matorrales analizados. En términos de ingreso del agua al perfil edáfico, nuestros resultados indican que, en comparación con el suelo desprovisto de vegetación, el agua penetra a mayor velocidad en el suelo cubierto por el canopeo de las comunidades arbustivas. Por otro lado, se encontró que tanto la infiltración básica como inicial, son mayores en el suelo cubierto por las comunidades arbustivas estudiadas. En términos de disponibilidad de agua, estos resultados podrían sugerir que la vegetación del Monte de San Juan cumple un rol determinante para la conservación del agua en el suelo y por lo tanto para el funcionamiento del ecosistema. Según [Newman et al. \(2006\)](#), en las regiones áridas, el agua representa el principal factor limitante para la productividad primaria y en consecuencia para el funcionamiento del ecosistema. Por lo expuesto, los resultados obtenidos en el presente trabajo de investigación refuerzan lo propuesto por este autor.

Diversos autores han descrito el patrón de distribución espacial de vegetación del Monte y los principales factores ambientales asociados a dichos patrones ([Morello 1958](#); [Bisigato y Bertiller 1997](#); [Ares et al. 1990](#); [Rossi y Villagra 2003](#)). Según estos investigadores, en la vegetación del Monte se reconocen sitios de alta cobertura vegetal (denominados parches) inmersos en una amplia y dominante matriz de suelo con baja o nula cobertura (denominados interparches). En comparación con los interparches, los parches de vegetación presentan una alta heterogeneidad horizontal y vertical, debido a la arquitectura de las especies que los forman. En consecuencia, se generan dentro de ellos y en su entorno una amplia gama de microambientes que contrastan en cuanto a la disponibilidad de recursos y a las condiciones microclimáticas ([Rostagno y Del Valle 1988](#); [Rostagno et al. 1991](#); [Bertiller et al. 2002](#)).

En términos de dinámica hídrica a escala de parche, nuestros resultados indican la VIM en el parche arbustivo es 1.98 veces superior a la registrada en suelo desnudo. El ingreso rápido del agua al suelo es un factor clave para el sistema aquí estudiado, ya que esto reduce la pérdida de agua por evaporación e incrementa la disponibilidad de recurso hídrico para las plantas, promoviendo así la reproducción de la estructura de parche y en consecuencia favorece la conservación de biodiversidad y el funcionamiento del ecosistema.

En cuanto a la infiltración básica, se encontró que Lamaral obtuvo el mayor valor. Esto podría deberse a que su presencia mejora la estructura del suelo y promueve la acción de la macrofauna. En su conjunto, estos agentes son capaces de reducir la compactación y aumentar la conectividad de poros ([Haghnazari et al. 2015](#)). [Karlin et al. \(2019\)](#) evaluó la infiltración básica de suelo con distintos usos y diferentes clases de vegetación en el centro de Córdoba, Argentina, informando que el suelo cubierto por bosque nativo, presenta valores de infiltración básica superiores a los registrados en suelo desnudo.

Los datos reportados en este trabajo muestran la importancia de las comunidades arbustivas del árido de San Juan en la infiltración e ingreso de agua al sistema. En virtud de esto se establece como prioridad la conservación de la vegetación para el funcionamiento del ecosistema ya que numerosos estudios establecen que el suelo que es despojado de la cobertura vegetal experimenta diversos grados de compactación que reducen su estabilidad estructural ([Mwendera et al. 1997](#)). Esto último genera efectos adversos sobre densidad aparente y porosidad total, reduciendo las tasas de infiltración e incrementando la escorrentía superficial. De esta manera y siguiendo a [Abdel-Magid et al. \(1987\)](#), [Tollner et al. \(1990\)](#),

Ishaq et al. (2003) y Desoky (2011), la cobertura vegetal al proteger el suelo, favorece la conservación de sus propiedades productivas y sostiene la provisión de bienes y servicios del ecosistema. En ese sentido nuestros resultados indican que el arbustal favorece el ingreso del agua al sistema y por lo tanto contribuye a su funcionamiento.

Conclusiones

El procesamiento de los datos satelitales, resultó ser herramienta apropiada para el objetivo planteado ya que aportó información valiosa para la caracterización fehacientemente de las comunidades arbustivas de interés. En particular se destaca la potencialidad de la transformación tasselled cap para el abordaje de la complejidad espectral de la vegetación de zonas áridas.

El trabajo de campo, fue imprescindible para complementar y apoyar los resultados obtenidos con las herramientas de teledetección. El muestreo de la vegetación permitió reconocer y caracterizar, para la zona, las comunidades de Zampal y Lamaral.

El muestreo de suelo fue de gran importancia para conocer las propiedades físicas y en consecuencia tener en consideración el efecto del suelo en la velocidad de infiltración. A partir de los resultados obtenidos, se reconoció el predominio de suelos de textura fina y bajo contenido de materia orgánica, siendo esto último una característica de los suelos de la zona.

Respecto de los parámetros de infiltración evaluados, en este estudio se han encontrado diferencias estadísticamente significativas en la velocidad de media infiltración e infiltración básica entre las comunidades vegetales y el suelo desnudo. Esas diferencias no fueron significativas entre las comunidades vegetales evaluadas.

Finalmente cabe destacar que los valores de velocidad media de infiltración e infiltración básica, junto a mapas de suelo, vegetación, uso y degradación ambiental, pueden ser utilizados como insumos para la elaboración o ajuste de modelos hidrológicos para el sur este de San Juan como así también como herramientas para el estudio de otras microcuencas en la región.

Referencias

- Abdel-Magid, A., Schuman, G., Hart, R. 1987. Soil bulk density and water infiltration as affected by grazing systems. *Journal of Range Management* 40 (4): 307-309.
- Abraham, E.M., Prieto, M.R. 1999. Vitivinicultura y desertificación en Mendoza, en García Martínez, B. (ed) *Estudios de historia y ambiente en América: Argentina, Bolivia, México, Paraguay*, pp. 109-135 IPGH, Distrito Federal, México.
- Alvarez, J.A., Villagra, P.E., Rossi, B.E., Cesca, E. 2009. Spatial and temporal litterfall heterogeneity generated by woody species in the Central Monte desert. *Plant Ecology* 205: 295-303.
- Archer, N., Quinton, J., Hess, T. 2002. Below-ground relationships of soil texture, roots and hydraulic conductivity in two-phase mosaic vegetation in South-east Spain. *Journal of Arid Environments* 52 (4): 535-553.
- Ares, J., Beeskow, M., Bertiller, B., Rostagno, C., Irisarri, P., Anchorena, J., et al. 1990. Structural and dynamic characteristics of overgrazed grasslands of northern Patagonia. En: Breymeyer, A. (ed.), *Managed Grasslands. Regional Studies*, pp. 149-175. Elsevier, Amsterdam, Países Bajos.
- Austin, A., Yahdjian, L., Stark, M., Belnap, J., Porporato, A., Norton, U., et al. 2004. Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. *Oecologia* 141 (2): 221-235.
- Baldi, G., Jobbágy, E. 2012. Land use in the dry subtropics: Vegetation composition and production across contrasting human contexts. *Journal of Arid Environments* 76 (3): 115-127.
- Bertiller, M., Sain, C., Carrera, A. 2002. Effect of fine-scale spatial variation of soil nitrogen on the performance of the sexes of *Poa ligularis* in patchy ecosystems of northern Patagonia. *International Journal of Plant Sciences* 163 (3): 419-425.
- Bisigato, A.J. 2000. Dinámica de la vegetación en áreas pastoreadas del extremo austral de la Provincia Fitogeográfica del Monte. Universidad Nacional de Buenos Aires. Argentina.
- Bisigato, A., Bertiller, B. 1997. Grazing effects on patchy dryland vegetation in northern Patagonia. *Journal of Arid Environments* 36 (4): 639-653.
- Burkart, A. 1976. A monograph of the genus *Prosopis* (Leguminosae subfam. Mimosoideae). *Journal of the Arnold Arboretum* 57: 450-455.
- Blackburn, W.H., Pierson, F.B., Hanson, C.L., Thurow, T.L., Hanson, A.L. 1992. The spatial and temporal influence of vegetation on surface soil factors in semiarid rangelands. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* 35 (2): 479-486.
- Blake, G., Hartge, K. 1986. Bulk Density. En: A. Klute (Ed.) *Methods of soil analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods*, pp. 363-375. ASA and SSSA, Madison, Estados Unidos.
- Boyd, J., Banzhaf, S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63 (2): 616-626.
- Bregaglio, M., Karlin, U., Coirini, R. 1999. Respuesta de especies arbustivas forrajeras a tratamientos de desmonte selectivo en el Chaco Árido, Argentina. *Multequina* 8 (1): 101-109.
- Buol, S.W., Hole, F.D., McCracken, R.J. 1981. *Génesis y clasificación de los suelos*. Trillas. Ciudad de México. México.
- Cabrera, Á.L. 1994. Regiones fitogeográficas argentinas. En: Dimitri, M., Paredi, L. (eds) *Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería*, pp1-8 Acme S.A.C.I Buenos Aires, Argentina.
- Campos, V.E., Gatica, M.G., Cappa, F., Giannonia, S.M., Campos, C. 2018. Remote sensing data to assess compositional and structural indicators in dry Woodland. *Ecological Indicators* 88 (3): 63-70.
- Canfield, R. 1941. Application of the line-intercept method in sampling range vegetation. *Forestry* 39: 388-396.
- Carmona Crocco, J., Greco, S., Tapia, R., Martinelli, M. 2020. Use of indicators as a tool to measure sustainability in agroecosystems of arid land, San Juan, Argentina. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias* 52 (1): 190-209.
- Chander, G., Markham, B.L., Helder, D.L. 2009. Summary of Current Radiometric Calibration Coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI Sensors. *Remote Sensing of Environment* 113: 893-903.
- Chow, V.T., Maidment, R.D., Mays, L.W. 1994. *Hidrología Aplicada*. McGraw-Hill. Santa Fé de Bogotá. Colombia.
- Chuvieco, E. 2008. *Teledetección Ambiental: La observación de la Tierra desde el Espacio*. Ariel Ciencia, Barcelona, España
- Congalton, R.G. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of the Environment* 37 (1):35-46.
- Czapla-Myers, J., McCorkel, J.T., Anderson, N., Thome, K.J., Bigger, S., Helder, D.L., et al. 2015. The ground-based absolute radiometric calibration of Landsat 8 OLI. *Remote Sensing*. 7 (3):600-626.
- Dalmasso, A., Anconetani, J. 1993. Productividad de frutos de *Prosopis flexuosa* (Leguminosae), algarrobo dulce, en Bermejo, San Juan. *Multequina* 2:173-181.
- Desoky, M. 2011. *Impact of land-use and land-management on the water infiltration capacity of soils on a catchment scale*. Universidad Técnica de Brunswick. Alemania.
- Demaio, P., Karlin, U., Medina, M. 2002. *Árboles nativos del centro de Argentina*. Literature of Latin America, Buenos Aires, Argentina.
- Di Rienzo, J., Casanoves, F., González, L., Tablada, M., Robledo, C., Balzarini, M. 2017. *InfoStat. Software estadístico*. Facultad de Ciencias Agropecuarias - Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- Fagg, C.W., Stewart, L. 1994. The value of *Acacia* and *Prosopis* in arid and semiarid environments. *Journal of Arid Environment* 27: 3-25.
- Godagnone, R., Irurtia, C., Holzmann, R., Cuenca, M. 2012. Pérdidas de agua por flujo lateral en un infiltrómetro de anillo simple. En: *Libro de resúmenes del XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo - XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Mar del Plata, Argentina. pp. 1-6. Disponible en: <https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-perdida-agua-infiltrometro.pdf>
- Goirán, S.B., Aranibar, J.N., Gomez, M.L. 2012. Heterogeneous spatial distribution of traditional livestock settlements and their effects on vegetation cover in arid groundwater coupled ecosystems in the Monte Desert (Argentina). *Journal of Arid Environments* 87 (3):188-197.
- Gregory, P.J., Lake, J.V., Rose, D.A. 1987. Effects of the physical environment. Gregory, P.J., Lake, J.V., Rose, D.A. (eds) *Root development and function*, pp.9-15. Cambridge University Press. Cambridge. Reino Unido.
- Gurovich, L. 1985. *Fundamentos y diseño de sistema de riego*. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. San José, Costa Rica.
- Gutiérrez, J.R., Squeo, F.A. 2004. Importancia de los arbustos en los ecosistemas semiáridos de Chile. *Ecosistemas* 13 (1): 36-45.

- Haghnazari, F., Shahgholi, H., Feizi, M. 2015. Factors affecting the infiltration of agricultural soils. *International Journal of Agronomy and Agricultural Research* 6(5): 21-35.
- Hillel, D. 1998. *Environmental Soil Physics*. Academic Press, San Diego, Estados Unidos.
- INTA 1976. *Estudios de Suelos y Drenaje de los valles de Tulum, Ullum y Zonda San Juan*. Argentina. Instituto Nacional de Tecnologías Agropecuarias, Argentina.
- Ishaq, M., Ibrahim, M., Lal, R. 2003. Persistence of subsoil compaction effects on soil properties and growth of wheat and cotton. *Pakistan Experimental Agriculture* 39 (4): 341-348.
- Jarrett, A., Hoover, J. 1985. Evaluating the effect of increasing concentrations of CO₂ on infiltration rate. *Transactions of the ASAE* 28: 179-182.
- Jiménez, C.C., Tejedo, M., Morillas, G., Neris, V. 2006. Infiltration rate in andosols: Effect of change in vegetation cover. *Journal of Soil and Water Conservation* 61 (3): 153- 158.
- Jobbágy, E., Acosta, M., Nasetto, M. 2013. Rendimiento hídrico en cuencas primarias bajo pastizales y plantaciones de pino de las sierras de Córdoba (Argentina). *Ecología Austral* 23:87-96.
- Karlin, M., Buffa, E., Karlin, U., Contreras, A., Coirini, R., Ruiz Posse, E. 2012. Relaciones entre propiedades de suelo, comunidades vegetales y receptividad ganadera en ambientes salinos (Salinas Grandes, Catamarca, Argentina). *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 8 (1): 30-45.
- Karlin, M., Bernasconi, J., Cora, A., Sanchez, S., Arnulphi, S., Accietto, R. 2019. Cambios en el uso del suelo: capacidad de infiltración en el centro de Córdoba (Argentina). *Ciencia del Suelo*.37 (2): 196-208.
- Knapp, A., Fay, P., Blair, J., Collins, L., Smith, M., Carlisle, J., et al. 2002. Rainfall variability, carbon cycling, and plant species diversity in a mesic grassland. *Science* 298: 2202-2205.
- Kostiakov, A.N. 1932. On the dynamics of the coefficient of water-percolation in soils and on the necessity of studying it from a dynamic point of view for purposes of amelioration. En: *Transactions of 6th Congress International of Soil Science Society, Moscow Part A*, p.17-21. Disponible en: https://www.iuss.org/index.php?rex_media_type=download&rex_media_file=moscow_compressed.pdf
- Llorens, P., Domingo, F. 2007. Rainfall partitioning by vegetation under Mediterranean conditions. A review of studies in Europe. *Journal of Hydrology* 335 (2):37-54.
- Maestre, F., Quero, L., Gotelli, J., Escudero, A., Ochoa, V., Delgado-Baquez, M., et al. 2012. Plant Species Richness and Ecosystem Multifunctionality in Global Drylands. *Science* 335 (65): 214-218.
- Magliano, P., Whitworth-Hulsea, J., Baldia, G. 2018. Interception, throughfall and stemflow partition in drylands: Global synthesis and meta-analysis. *Journal of Hydrology* 568: 638-645.
- Maldonado, F., Carvalho, V., De Sousa, C., Martinelli, M., Pinheiro Junior, O., Fernandes Do Santos, F. 2004. Determinación de la longitud de transecta para el relevamiento fisonómico estructural del semiárido para suministrar datos a las técnicas de percepción remota orbital. *Multequina* 13: 01-14.
- Middleton, N., Thomas, D. 1997. *World atlas of desertification?* Arnold, Londres, Reino Unido.
- Morello, J. 1958. La Provincia Fitogeográfica del Monte. *Opera Lilloana* 2: 5-115.
- Mostacedo, B., Fredericksen, T. 2000. *Manual de método básico de muestreo y análisis en ecología vegetal*. El País Santa Cruz de la Sierra. Bolivia.
- Mwendera, E.J., Saleem, M.M. 1997. Infiltration rates, surface runoff, and soil loss as influenced by grazing pressure in the Ethiopian highlands. *Soil Use Manage* 13(1): 29- 35.
- Nelson, D., Sommers, L. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. En: Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Loeppert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., et al. (eds.), *Methods of Soil Analysis*. 539-579 pp. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, Estados Unidos.
- Newman, B.D., Wilcox, B.P., Archer, S.R., Breshears, D.D., Dahm, C.N., Duffy, C.J., et al. 2006. Ecohydrology of water-limited environments: A scientific vision. *Water Resources Research* 42 (10): 1-15.
- Nicholson, S.E. 2011. *Precipitation in the drylands. Dryland climatology*. Cambridge University Press. Nueva York. Estados Unidos.
- Noy-Meir, I. 1973. Desert ecosystems, environment, and producers. *Annual Review of Ecological Systems* 4: 25-51.
- Porta C., López-Acevedo, J., Roquero, C. 1994. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Mundi Prensa Madrid, España.
- QGIS 2.18.20 *Software Libre y de Código Abierto (FOSS)* [Consultado diciembre 2016]. Disponible en: <https://www.qgis.org/es/site/about/index.html>.
- Reynolds, J., Maestre, F.T., Hubersannwald, E., Herrick, J., Kemp, P.R. 2005. Aspectos socioeconómicos y biofísicos de la desertificación. *Ecosistemas* 14 (3): 3-21.
- Rocca, J.A. 1969. *Geología de los valles de Tulum y Ullum- Zonda*. Centro Regional de Aguas Subterráneas. San Juan, Argentina.
- Roig, F.A. 1987. Árboles y Arbustos de Prosopis flexuosa y Prosopis alpacato. *Parodiana* 5 (1):49-64.
- Rosenfield, G. H., Fitzpatrick-Lins, K. 1986. A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 52 (2): 223- 227.
- Rossi, B.E., Villagra, P. 2003. Effects of Prosopis flexuosa on soil properties and the spatial pattern of understory species in arid Argentina. *Journal of Vegetation Science* 14: 543-550
- Rostagno, C., Del Valle, F. 1988. Mound associated with shrubs in arid soils of northeastern Patagonia. Characteristics and probable genesis. *Catena* 15 (4): 347-359.
- Rostagno, C., Del Valle, F., Videla, L. 1991. The influence of shrubs on some chemical and physical properties of an arid soil in north-eastern Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments* 20 (2): 179-188.
- Schlesinger, W.H., Jasechko, S. 2014. Transpiration in the global water cycle. *Agricultural And Forest Meteorology* 189-190: 115-117.
- Schwinning, S., Sala, O.E., Loik, M.E., Ehleringer, J.R. 2004. Thresholds, memory, and seasonality: Understanding pulse dynamics in arid/semi-arid ecosystems. *Oecologia* 141 (2): 191-203
- Sepúlveda, R.B. 1999. El infiltrómetro de cilindro simple como método de cálculo de la conductividad hidráulica de los suelos. Experiencias de campo en ámbitos de montaña mediterránea. *Baética* 21: 9-33.
- Smith, R.E., Parlange, Y.Y. 1978. A parameter-efficient hydrologic infiltration model. *Water Resources* 14 (3):533-538.
- Spaeth, K.E., Pierson, F.B., Weltz, M.A., Awang, J.B. 1996. Gradient analysis of infiltration and environmental variables as related to rangeland vegetation. *Transactions of the ASAE* 39(1): 67-77.
- Suvires, G. 2004. Distribución de los suelos en función del relieve y de la neotectónica en la región sureste de la provincia de San Juan. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*. 59 (3): 376-384.
- Tamhane, R., Motiramani, D., Bali, Y. 1978. *Suelos: su química y fertilidad en zonas tropicales*. Diana. Ciudad de México, México.
- Tapia, R., Martinelli, M. 2019. Impacto de Bulnesia retama (Zigofilácea) sobre la tasa de infiltración en un sitio piloto ubicado en la zona sur de la cuenca del Bermejo, San Juan (Argentina). *Multequina* 28: 47-57.
- Tollner, E., Calvert, G., Langdale, G. 1990. Animal trampling effects on soil physical properties of two Southeastern US ultisols Agriculture. *Ecosystems and Environment* 33 (1): 75-87.
- Villagra, P.E., Cavagnaro, B. 2000. Effects of clayish sandy soils on the growth of Prosopis argentina and P. alpacato seedlings. *Ecología Austral* 10: 111-119.
- Votrubova, J., Dohna, M., Vogel, T., Tesar, M., Jelinkova, V., Cislrova, M. 2017. Pondered infiltration in a grid of permanent single-ring infiltrimeters: Spatial versus temporal variability. *Journal Hydrol Hydromech* 65(3): 244-253.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey, Estados Unidos.
- Zhang, Y.F., Wang, X.P., Hu, R., Pan, Y.X., Paradeloc, M. 2015. Rainfall partitioning into throughfall, stemflow and interception loss by two xerophytic shrubs within a rain-fed re-vegetated desert ecosystem, northwestern China. *Journal of Hydrology* 527: 1084-1095.