

Rev. FCA UNCUYO. 2013. 45(2): 115-127. ISSN impreso 0370-4661. ISSN (en línea) 1853-8665.

# Determinación de parámetros hidráulicos en columnas experimentales de suelos del sudeste de la provincia de Buenos Aires

## Determination of hydraulic parameters in experimental soil columns from the southeast of Buenos Aires province

Sebastián I. Grondona<sup>1,2,3</sup>, Daniel E. Martínez<sup>1,2</sup>, Miguel Benavente<sup>4</sup>, Mariana Gonzalez<sup>2,3</sup>, Héctor E. Massone<sup>1</sup>, Karina S. B. Miglioranza<sup>2,3</sup>

*Originales: Recepción: 22/06/2012 - Aceptación: 05/07/2013*

### RESUMEN

La cuenca del Río Quequén Grande constituye una región representativa de los sistemas agrícolas pampeanos. El acuífero en esta región es la principal fuente de abastecimiento de agua para todos los usos, lo que pone de manifiesto la importancia de desarrollar los elementos necesarios para el estudio de la movilidad de los contaminantes a través de los suelos hacia la zona saturada. El objetivo del presente trabajo fue obtener parámetros hidráulicos bajo condiciones de saturación en columnas intactas de distintos tipos de suelos de la región, contemplando suelos de uso agrícola y natural. Se estudiaron dos series de suelo: Serie Azul y Serie Semillero Buck, con muestras tomadas en dos sectores próximos a las localidades de Lobería y La Dulce, respectivamente. Las columnas fueron eluidas con una solución acuosa de iones cloruro y se midió el incremento progresivo de conductividad. A partir de las curvas

### ABSTRACT

The Quequén Grande river basin is representative of the farming systems from the Pampas region. The aquifer is the main source of water supply for all uses, which highlights the importance to study the mobility of contaminants through the soil to the saturated zone. The aim of this study was to obtain hydraulic parameters of different soil types in the region according to land use (agricultural and natural) under saturated conditions. Two study areas were selected close to the cities La Dulce (Azul Series Soil) and Lobería (Semillero Buck Series Soil), as representatives of the dominant soil types in this area. The columns were eluted with an aqueous solution containing chloride ions and the progressive increase was measured at the end of the column. From the experimental data the breakthrough curve was adjusted using MATLAB software while dispersivity and porosity values were determined from modeled data. These parameters did not differ significantly in Lobería, so it is assumed that tillage does not

- 
- 1 Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario. Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMdP). Funes 3350 Nivel 1. (7600) Mar del Plata. Argentina. [sgrondona@mdp.edu.ar](mailto:sgrondona@mdp.edu.ar)
  - 2 Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (CONICET).
  - 3 Laboratorio de Ecotoxicología. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMdP).
  - 4 Dpto de Matemática (UNMdP).

de arribo obtenidas, se ajustó la ecuación de transporte, obteniendo los valores de dispersividad y porosidad. Dichos parámetros no presentaron diferencias significativas según el uso para los suelos de Lobería, de textura franco arcillosa, indicando que la labranza no produciría modificaciones evidentes en el perfil del suelo. En La Dulce, donde los suelos poseen una textura más arenosa, los parámetros variaron según el uso del suelo, presentando una mayor dispersividad y menor porosidad del suelo bajo explotación agrícola extensiva.

produce significant changes in the soil profile. Conversely, in La Dulce land use affects the hydraulic properties of the soil leading to lower porosity and higher dispersivity values in soils under tillage use.

#### Keywords

basin • acuífero • dispersivity •  
contamination

#### Palabras clave

cuenca • acuífero • dispersividad •  
contaminación

## INTRODUCCIÓN

En zonas agrícolas la contaminación de tipo difusa por el uso de plaguicidas hacia cursos de agua superficiales o hacia acuíferos es una de las problemáticas ambientales que despierta mayor preocupación. Este tipo de contaminación, a diferencia de la de tipo puntual (2), se define como la introducción de contaminantes por vías no puntuales y a través de grandes extensiones de superficie. Cuando se origina desde suelos en zonas agrícolas, es generalmente del tipo intermitente, ya que está relacionada con actividades estacionales propias de esta actividad, como la época de aplicación de plaguicidas (9). Es importante conocer la movilidad y distribución de estos compuestos cuando son aplicados en el suelo para determinar la posibilidad de contaminación de aguas subterráneas y superficiales (41).

La zona no saturada es considerada de gran importancia al momento de evaluar la vulnerabilidad de un acuífero (39). Los plaguicidas en su circulación a través de esta zona pueden sufrir transformaciones físicas, químicas y biológicas. Debido a estos procesos, el movimiento de estos compuestos es significativamente más lento que la percolación del agua, por lo que el tiempo de permanencia en el suelo es generalmente mayor. Este fenómeno asegura la disponibilidad del plaguicida para ejercer su efecto, aumenta el tiempo de contacto con componentes de la zona no saturada favoreciendo su degradación y retardando su movilidad. Así, finalmente se minimiza el riesgo de contaminación del acuífero (15).

Sin embargo, los suelos pueden estar ocasionalmente sujetos a condiciones de saturación, ya sea en condiciones de lluvias excesivas o áreas bajo riego. En estas condiciones muchos de los procesos de atenuación se reducen y la percolación vertical es mayor. Estudios realizados en una cuenca cercana demostraron que la movilidad de los nitratos hacia la zona saturada se produce casi exclusivamente en parcelas irrigadas (10).

El transporte de solutos en un medio saturado depende fundamentalmente de los fenómenos de advección y dispersión. La dispersión es un proceso que distribuye los contaminantes más allá del área que abarcarían solamente por cuenta de la

advección, por lo que este parámetro será el que incide en cuán lejos puede esparcirse un contaminante con respecto a la fuente de origen. Este fenómeno es producido por la tortuosidad del medio, que provoca mezcla y transporte del químico desde zonas de alta concentración a zonas de menor concentración (27).

En una dimensión, el coeficiente de dispersión  $D$  puede ser determinado como

$$D = \alpha * v \quad [1]$$

donde:

$\alpha$  = dispersividad del medio

$v$  = velocidad del flujo

El agua puede moverse libremente alrededor de las partículas del suelo, por lo que pueden definirse dos tipos de dispersión: longitudinal ( $DI$ ), que se produce a lo largo de las líneas de flujo, y transversal ( $Dt$ ), causada por el paso hacia líneas de flujo adyacentes como consecuencia de difusión. El modelo más común para describir estos fenómenos es la ecuación de advección-dispersión (13):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v \left( \frac{\partial C}{\partial X} \right)_t + DI \left( \frac{\partial^2 C}{\partial X^2} \right)_t \quad [2]$$

donde:

$C$  = concentración

$t$  = tiempo

$x$  = distancia en la dirección de flujo

$v$  = velocidad de flujo en los poros

$DI$  = coeficiente de dispersión longitudinal

De la ecuación [2] se desprende la importancia de conocer la dispersividad para la modelación del transporte de solutos en condiciones saturadas. Los métodos empleados para la determinación de la dispersividad varían desde modelos matemáticos hasta métodos experimentales, a nivel de campo y de laboratorio. La determinación experimental ha sido estudiada por Batta y Murty (5); Robbins (32) y Pisani & Tosi (30) entre otros.

La cuenca del Río Quequén Grande es una de las más extensas de la provincia de Buenos Aires, ubicándose dentro de la llanura pampeana, en la cual la agricultura extensiva es la actividad predominante. En las últimas décadas, favorecido por condiciones económico-políticas, se ha producido un importante aumento del área cultivada, especialmente la dedicada a la soja, y con ello se incrementó el uso del plaguicida endosulfán y de los piretroides (21).

Por sus características físico-químicas, especialmente baja solubilidad en agua y alta tasa de adsorción en suelos, es esperable que estos compuestos no afecten la calidad del agua subterránea y superficial; sin embargo, estudios realizados en esta zona han detectado la presencia de los mismos en esta matriz (17, 25).

El principal acuífero en esta región está compuesto por sedimentos limo-arcillosos y limo-arenosos y constituye la única fuente de abastecimiento para todos los usos (8), lo que pone de manifiesto la necesidad de preservar la calidad del agua subterránea y con ello desarrollar los elementos necesarios para el estudio de la movilidad de los contaminantes a través de los suelos hacia la zona saturada. Considerando los riesgos ambientales asociados al incremento de las zonas agrícolas y al uso intensivo de agroquímicos, caracterizar las propiedades de los suelos, los mecanismos de transporte y las vías de exposición, constituye una buena herramienta para la adecuada gestión del uso del suelo y del agua (19).

## Objetivo

- Obtener parámetros hidráulicos de distintos tipos de suelos presentes en la cuenca del Río Quequén Grande en condiciones saturadas y determinar el efecto de la labranza sobre los mismos. No se conocen antecedentes de determinación de dispersividad en estos suelos, si bien se han realizado ensayos sobre el material parental del suelo, el loess pampeano, en la zona de Mar del Plata (24).

## ZONA DE ESTUDIO

La cuenca del Río Quequén Grande ocupa un área de aproximadamente 9.990 km<sup>2</sup> y se ubica entre las sierras de Tandilia (36) y Ventania (22). El relleno se conforma por sedimentos cenozoicos, principalmente arenosos y limosos de origen fluvio-eólico, que constituyen un acuífero multicapa no confinado conocido como Pampeano. Este es el más importante y el más explotado en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, con un espesor que puede llegar a 290 m, determinado a partir de perforaciones en las que se detectó el basamento hidrogeológico de esta cuenca (22). La composición mineralógica del acuífero es mayoritariamente cuarzo, plagioclasas, feldespato potásico y cantidades variables de sílice amorfa en la forma de vidrio volcánico (35). La recarga proviene de los excesos de precipitación por infiltración, del orden de los 150 mm/año en promedio (31) y la descarga es principalmente hacia cursos de agua superficiales. El Río Quequén Grande constituye la principal descarga de agua subterránea al Océano Atlántico (23).

El acuífero Pampeano presenta propiedades hidrogeológicas homogéneas, con pocas variaciones a lo largo de su perfil, con valores de conductividad hidráulica que oscilan entre 1 y 10 m/día y valores de porosidad efectiva de entre 5 y 10% (4). La trasmisividad medida en ensayos de bombeos en la ciudad de Mar del Plata oscila entre 600 y 1200 m<sup>2</sup>/día (7).

Los suelos predominantes en la cuenca del Río Quequén Grande son Argiudoles Típicos y Argiudoles Típicos Someros según la carta de suelos elaborada por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) para la provincia de Buenos Aires. Estos suelos son el resultado de la acción de un clima subhúmedo sobre materiales loésicos y poseen un importante enriquecimiento de materia orgánica en el horizonte A y de arcillas en el B (20). Son suelos bien desarrollados y con buena distribución areal, presentan colores oscuros y elevados contenidos de materia orgánica y de nutrientes. Esta particularidad los define como los suelos más fértiles del país, por lo que son utilizados casi exclusivamente para la producción hortícola y agrícola extensiva (3).

## METODOLOGÍA

Mediante ensayos en columnas de suelos no disturbados, utilizando un trazador conservativo (Cl<sup>-</sup>), método simplificado del diseñado por Robbins (32) para establecer coeficientes de dispersión, es posible determinar los parámetros porosidad y dispersividad, a partir de la derivación de la ecuación [2] (pág. 117). La elección de este tipo de ensayo se debe a que la información que provee el uso de columnas intactas es más detallada y cercana a las condiciones de campo, asemejando mejor las condiciones reales del suelo (6). Sin embargo, dada la reducción de escala que se produce con el uso de columnas en laboratorio, los coeficientes de dispersión que se obtienen son inferiores en al menos un orden de magnitud respecto de los reales (34).

Del análisis de la carta de suelos, escala 1:500.000 (20), se seleccionaron las series de suelos más representativas para cada uno de los grupos definidos: Serie Semillero Buck y Serie Azul. Para la recolección de columnas intactas de suelos de cada una de estas series se tomaron las siguientes localizaciones (figura 1): Lobería (38°6'56.76"S, 58°51'6.77"W, Serie Semillero Buck) y La Dulce (38°14'30.77"S, 59°7'5.83"W Serie Azul), diferenciándose suelos bajo uso agrícola extensivo (cultivos soja-trigo-girasol) y suelos aledaños con vegetación natural. Los suelos de ambos sitios se clasifican como Argiudoles típicos finos, diferenciándose en que los suelos de la serie Azul se ubican en zonas con menor pendiente y se apoyan sobre una costra calcárea. Además, poseen un horizonte b2t levemente más desarrollado a pesar del menor espesor y se ubican en zonas aledañas al Río Quequén Grande, por lo que suelen estar afectados por inundaciones por crecidas de este río. No obstante, los suelos de la serie Semillero Buck ocupan una posición en el paisaje más elevada, generalmente del tipo de loma.

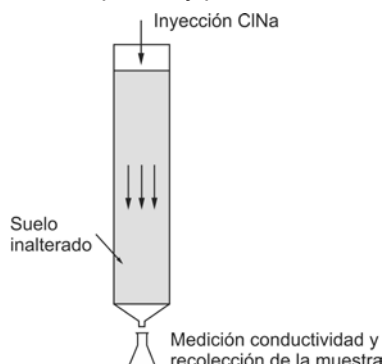


**Figura 1.** Cuenca del Río Quequén Grande y sitios de tomas de muestras.  
**Figure 1.** Quequén Grande river watershed and sampling sites.

Las columnas de suelo se extrajeron utilizando tubos de aluminio de 13 cm de diámetro y 60 cm de longitud. Se utilizaron 4 columnas correspondientes a los siguientes suelos: serie Azul Natural (AN), serie Azul Cultivado (AC), serie Semillero Buck Natural (SBN) y serie Semillero Buck Cultivado (SBC). El acondicionamiento de las columnas se realizó por inmersión en agua destilada, para lograr la saturación por capilaridad seguida de riego por goteo en la superficie hasta lograr la saturación completa de la columna. El volumen de poros de cada columna se estimó inicialmente calculando la cantidad de agua absorbida por inmersión más riego y el valor fue ajustado posteriormente en base a los resultados obtenidos.

En cada uno de los sitios se tomaron muestras de suelos (entre 5 y 7 testigos) de los cuales uno de cada lugar fue utilizado para determinar los parámetros de dispersividad y porosidad, datos fundamentales para realizar otros ensayos. La homogeneidad observada en los perfiles de suelo, una vez finalizados los distintos ensayos, permitió asumir que los datos determinados en este trabajo pueden ser válidos y representativos de los suelos de la zona. Un tratamiento estadístico hubiera sido deseable, pero el obtener este número de columnas de las dimensiones utilizadas demandó un esfuerzo que no hizo posible alcanzar un número mayor. Sobre la base de este diseño experimental e incluso con la limitación de representatividad que implicó un valor único, se determinaron parámetros muy importantes para estos suelos, de los cuales no existían datos previos en la región y que permiten explicar distintos procesos y fenómenos, por lo cual se considera que su análisis es de interés y sobre la base de las observaciones efectuadas, poseen representatividad preliminar.

El ensayo consistió en la inyección de una solución de cloruro de sodio en la parte superior de la columna (figura 2), utilizando el cloruro como trazador. El incremento progresivo de la conductividad de la elución se midió al final de la columna mediante conductivímetro. El intervalo de muestreo se estableció en función del volumen de poros del suelo de cada columna, recolectándose seis muestras por cada volumen de poros. Además se almacenaron muestras en botellas para la determinación del ion cloruro ( $\text{Cl}^-$ ) en laboratorio por el método de Mhor. La elección del  $\text{Cl}^-$  como trazador se debe a sus características conservativas, es decir, de no reacción con el medio poroso y por la facilidad de análisis en laboratorio.



**Figura 2.** Diseño de elución de las columnas de suelo.

**Figure 2.** Scheme of soil columns elution.

El ensayo finalizó cuando la conductividad medida en la elución se asemejó a la conductividad de la solución de cloruro de sodio inicial. Posteriormente las columnas fueron abiertas y submuestreadas en función del análisis del perfil del suelo, con el fin de determinar capacidad de intercambio catiónico (Saturación con  $\text{NH}_4^+$ , Saturación con  $\text{Na}^+$ ), materia orgánica (40) y granulometría -método del pipeteo (14)-. Dichas determinaciones se llevaron a cabo en el Laboratorio de Física de Suelos de INTA Balcarce.

Los valores de concentraciones de  $\text{Cl}^-$  en el agua de elución fueron corregidos posteriormente por el valor correspondiente de conductividad, cuyas mediciones ofrecen valores más continuos, ya que el método de Mhor posee errores analíticos variables al aumentar las concentraciones. Dado que existe una relación lineal entre ambas variables, se hallaron los coeficientes de regresión a partir de las parejas de valores más representativos (tabla 1). Luego todos los valores de concentraciones de  $\text{Cl}^-$  fueron determinados por intermedio de las conductividades y la ecuación de regresión correspondiente.

**Tabla 1.** Correlación entre datos de cloruros y conductividad.

**Table 1.** Correlation between conductivity and chloride ions data.

Columna	Puntos usados/Total	Correlación
AC	9/20	0,990
AN	11/20	0,995
SBC	9/20	0,999
SBN	13/25	0,990

La solución analítica de la ecuación [1] (pág. 117) que describe las curvas de corte a la salida de una columna de laboratorio, teniendo la solución una concentración constante en la entrada de la columna  $C(0,t) = C_0$  (condición de contorno), viene dada por la expresión (38):

$$C(L,t) = C_i + \frac{C_0 - C_i}{2} \left( \operatorname{erfc} \left[ \frac{L - vt}{\sqrt{4Dt}} \right] + \exp \left[ \frac{Lv}{D_i} \right] \operatorname{erfc} \left[ \frac{L + vt}{\sqrt{4Dt}} \right] \right) \quad [3]$$

donde:

$\operatorname{erfc}$  = función error complementario

$v$  = velocidad de flujo en los poros

$D_i$  = coeficiente de dispersión longitudinal

$L$  = longitud de la columna

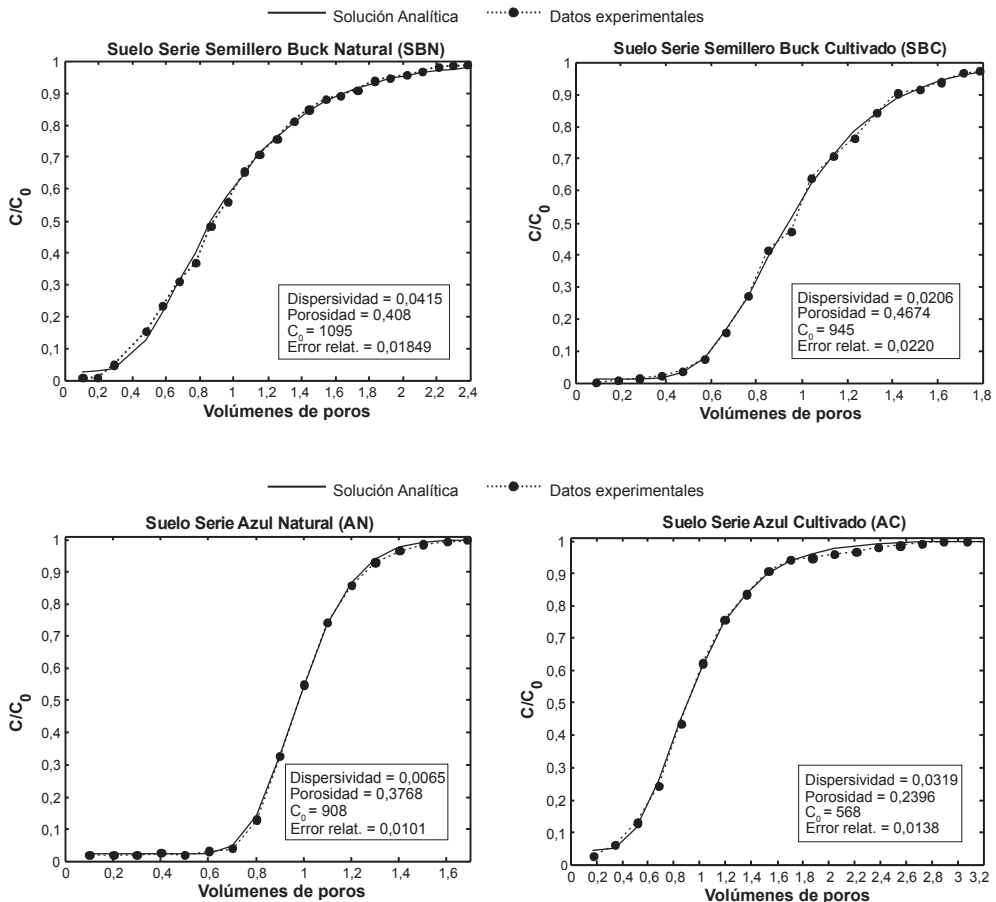
$C_i = C(x, 0)$  = concentración inicial en el interior de la columna, que en el experimento desarrollado representa la concentración residual luego del lavado de las columnas y fue considerada constante.

Esta última afirmación es compatible con la lectura de los datos registrados y no tiene un efecto significativo sobre los valores obtenidos de los parámetros. Los valores óptimos de porosidad y dispersividad que mejor ajustaron la ecuación [3] a los datos experimentales se determinaron mediante el método de mínimos cuadrados, donde  $C_i$  también fue introducida como parámetro, tomando como función objetivo la distancia euclídea entre la ecuación [3] y los datos experimentales. Esto se llevó a cabo mediante un programa confeccionado con el software MATLAB.

En algunos casos resulta más adecuado modelar el transporte de solutos en suelos con la Ecuación de Advección-Dispersión Fraccional. De esta forma, los efectos de escala son absorbidos por el orden de la derivada fraccional, y los parámetros que se obtienen como resultado de ensayos en columnas de laboratorio son independientes de la escala. Sin embargo, las ventajas de esta última ecuación con respecto a la ecuación clásica no son evidentes en sustratos arenosos saturados, como es el caso de los suelos de la Serie Azul (28).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las curvas de elución obtenidas del experimento en las que se representa la concentración relativa del soluto respecto del volumen de poros (parámetro adimensional) se muestran en la figura 3.



**Figura 3.** Curvas de elución para las distintas columnas.

**Figure 3.** Elution curves for the different columns.



De la forma de estas y su pendiente se puede determinar el tiempo tomado por el soluto para avanzar a través del medio, cómo se difunde, dispersa y entra en equilibrio con el medio sólido (11).

A partir del ajuste entre las curvas generadas con valores experimentales y calculados mediante MATLAB, se obtuvieron los parámetros porosidad y dispersividad (tabla 2).

**Tabla 2.** Parámetros hidráulicos determinados por modelación.

**Table 2.** Hydraulic parameters determined by modeling.

		Porosidad	Velocidad de flujo (m/día)	Dispersividad $\alpha$ (m)	Coefficiente de dispersión D (m <sup>2</sup> /día)
Serie Semillero Buck	Natural	0,415	0,138	0,0415	0,0066810
	Cultivado	0,47	0,152	0,0206	0,0034092
Serie Azul	Natural	0,377	0,944	0,0065	0,0060132
	Cultivado	0,234	1,349	0,0319	0,043168

Las características físico-químicas de cada suelo estudiado se presentan en la tabla 3. Los suelos de la serie Semillero Buck presentaron una textura fina, siendo clasificados como franco arcilloso arenosos. Los suelos de la Serie Azul presentaron una textura más gruesa (franco a franco arenosos), lo que estaría en estrecha relación con los valores modelados para dispersividad y porosidad y los determinados para materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico. Comparando los perfiles de las muestras con los modales, la principal similitud que muestran es la presencia de un horizonte B1 rico en arcilla hacia el final del perfil muestreado, rico en estructuras, tales como barnices.

**Tabla 3.** Variables físico-químicas de los suelos estudiados.

**Table 3.** Physico-chemical variables of studied soils.

	Uso	Profundidad (cm)	MO (Materia Orgánica)	CIC (Capacidad de Intercambio Catiónico)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Humedad (%)
Serie Semillero Buck	Natural	0 - 5	5,6	17,7	66,5	17,9	15,6	8,2
		5 - 15	6,0	25,0	51,5	25,0	23,6	11,2
		15 - 30	5,5	29,0	36,6	32,0	31,4	10,7
	Cultivado	0 - 5	3,6	20,4	53,4	20,1	26,4	7,6
		5 - 25	3,6	19,7	51,1	24,5	24,4	11,2
25 - 30		2,1	22,3	45,1	23,5	31,4	9,5	
Serie Azul	Natural	0 - 5	6,8	16,2	74,3	13,0	12,8	8,1
		5 - 25	1,6	10,8	78,1	8,6	13,4	6,7
		25 - 30	1,3	11,3	79,7	8,5	11,9	8,5
		30 - 35	1,9	11,3	75,3	11,7	13,0	10,1
	Cultivado	0 - 5	2,7	12,5	78,6	9,9	11,4	5,6
		5 - 20	2,1	12,0	79,7	9,3	11,0	5,4
		20 - 25	2,2	16,9	47,4	40,7	11,9	5,6
		25 - 40	2,7	19,2	59,6	21,5	18,9	7,0

Para ambos suelos el contenido de materia orgánica fue superior en los suelos naturales. Los menores valores en los suelos agrícolas son atribuibles a la pérdida por el uso de la tierra para labranza a lo largo de un período considerablemente largo (37). Se determinó un mayor contenido de MO en niveles inferiores que en el superficial en los suelos Azul Cultivado y Semillero Buck Natural. Este comportamiento es similar al mostrado en estudios previos en la misma zona sobre columnas de suelos cultivados, que mostraron un incremento de MO a partir de los 15 cm y relacionado con el mayor contenido de arcillas (18). En suelos con uso agrícola intensivo del sudeste de la provincia de Buenos Aires se observó un comportamiento similar (26).

Los valores de porosidad oscilaron entre 23 y 47%, siendo mayor en aquellos suelos con mayor contenido de arcillas (Serie Semillero Buck). Estos datos son semejantes a los del material parental de este tipo de suelo (loess) que puede llegar a poseer hasta un 30% de porosidad (24, 33). Los valores de dispersividad calculados variaron entre 0,048 m y 0,006 m. Estos datos son, en magnitud, similares a los obtenidos por Perfect *et al.* (29), quienes determinaron en experimentos de columnas de suelos no disturbados, valores de entre 0,001 m y 0,192 m. Valores comparables fueron descriptos en trabajos con columnas rellenas con loess (24), con rangos de dispersividad de entre 0,001 m y 0,05 m.

En todas las curvas, el arribo del soluto se da antes de que circule un volumen de poros completo a través de la columna, lo que se traduce en la inexistencia del fenómeno de efecto pistón puro. En este caso la dispersividad del medio es igual a cero, por lo que el arribo del soluto se da en un único instante y sin mezcla con el fluido que contiene previamente la columna (15). En ambos suelos naturales el valor del Coeficiente de Dispersión (D) fue similar, a pesar de que la dispersividad y la velocidad de flujo fue muy distinta; esto se debe a que según la ecuación [1] (pág. 117) estos parámetros tienen una relación directa.

Los valores de dispersividad y porosidad obtenidos para los suelos de la Serie Semillero Buck no presentaron diferencias notorias según el uso del suelo. El valor de dispersividad fue levemente mayor en el suelo natural, mientras que el menor valor en el suelo cultivado puede ser causado por la presencia de macroporos, observados durante la apertura de la columna. Además, el cambio de labranza tradicional al modelo de labranza actual (siembra directa), favorece que este tipo de suelo posea mayor compactación, lo que dificultaría la migración vertical de la solución

En el suelo de la Serie Azul el comportamiento es distinto: ambos parámetros fueron diferentes de acuerdo con el uso del suelo, siendo la dispersividad un orden de magnitud mayor en el suelo cultivado que en el natural, como consecuencia de un menor contenido de arena a lo largo del perfil. La mayor porosidad en el suelo natural podría explicarse por el mayor porcentaje de arcillas en los niveles superiores. En el suelo cultivado se debe destacar la presencia de un nivel rico en arcillas en la base del perfil, que posiblemente se corresponda con el comienzo de un horizonte B1.

Este tipo de ensayo, en el cual el suelo utilizado no sufre ningún tipo de tratamiento previo, es recomendado para la determinación de parámetros hidráulicos de dicha matriz, los cuales son de gran importancia para predecir el movimiento de contaminantes a través de la zona no saturada y el posible impacto de estos en el agua subterránea. Si bien existen modelos generales para determinar la vulnerabilidad a la contaminación de los acuíferos, como por ejemplo DRASTIC (1) o GOD (12), a partir de los datos obtenidos las predicciones acerca del movimiento del contaminante hacia la zona saturada pueden ser más precisas, pudiendo cuantificar la carga contaminante que podría alcanzar el acuífero.

## CONCLUSIONES

Los suelos de la serie Azul son de textura arenosa como consecuencia de su proximidad al Río Quequén Grande, que en ocasiones de desborde deposita arenas en sus márgenes y llanura aluvial, a la vez que arrastra las partículas más finas y coloidales que posee el suelo. El laboreo agrícola en estos suelos, favorece el lavado de los materiales cohesivos, lo que se observa en los menores contenidos de MO y arcillas en superficie. Asimismo, el comportamiento según el uso de suelo fue distinto, presentándose variaciones en ambos parámetros. La dispersividad en el suelo cultivado fue mayor que en el natural, por lo que los contaminantes que puedan ingresar a través de la zona no saturada presentarán un mayor área de impacto, pero la profundidad a la que pueden llegar es menor. Esta característica, junto con la presencia de un horizonte profundo rico en arcillas y con capacidad de retener contaminantes orgánicos, permite disminuir la peligrosidad de contaminación del acuífero Pampeano. La modificación de la estructura del suelo por el laboreo afecta las propiedades hidráulicas del mismo, incrementando la dispersividad.

En el caso de los suelos de Semillero Buck, por su posición geomorfológica en interfluvios de pequeños arroyos o lomas no estarían expuestos a crecidas con importante efecto erosivo/deposicional presentando una textura más fina. En los suelos de esta serie los parámetros analizados no variaron significativamente según el uso del suelo, por lo que se puede considerar que la labranza no produce efectos negativos en las propiedades físicas e hidráulicas del suelo. Sin embargo, los suelos naturales están en posiciones topográficas relativamente menores que los cultivados, siendo afectados por excesos hídricos. Por lo tanto, el laboreo en los suelos de cultivo y la posición topográfica en los naturales, afectarían de un modo similar los parámetros hidráulicos, resultando en valores similares de dispersividad para ambos usos del suelo. Si bien no puede descartarse un menor impacto de la actividad agrícola por un uso menos intensivo en esta área.

## REFERENCIAS

1. Aller, L.; Bennet, T.; Lher, J. H.; Petty, R. J.; Hackett, G. 1987. DRASTIC. A standardized system for evaluating groundwater pollution potencial using hydrogeologic setting. U. S. EPA Report 600/2-87-035 Ada, Oklahoma.

2. Álvarez, A.; D'Elía, M.; Paris, M.; Fasciolo, G.; Barbazza, C. 2011. Evaluación de la contaminación de acuíferos producida por actividades de saneamiento y re-uso de efluentes en el norte de la provincia de Mendoza. *Rev. FCA UNCUYO*. 43(1): 19-39.
3. Álvarez, M. F.; Osterrieth, M. L.; Bernava Laborde, V.; Montti, L. 2008. Estabilidad, morfología y rugosidad de agregados de Argiudoles Típicos sometidos a distintos usos: su rol como indicadores de la calidad física de suelos de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ciencia del Suelo*. 26(2): 115-129.
4. Auge, M. P.; Hirata, R.; López Vera, F. 2004. Vulnerabilidad a la contaminación por nitratos del Acuífero Puelche en La Plata Argentina. E-book: 1-187. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. [www.gl.fcen.uba.ar/Hidrogeología/auge/libros.htm](http://www.gl.fcen.uba.ar/Hidrogeología/auge/libros.htm) Buenos Aires.
5. Batta, K. R.; Murty, N. V. 1982. *In situ* determination of the hydrodynamic dispersion coefficient and its correlation under laboratory and field conditions. *Journal of Hydrology*. 59: 139-147.
6. Beltrán, J., Morell, I.; Hernández, F. 1995. Estudios de adsorción de plaguicidas en suelos mediante experiencias en columnas. Avances en la investigación en Zona No Saturada. Ed. Gonzalo y Antigüedad. Departamento de Industria, Agricultura y Pesca. Gobierno Vasco. 269-279.
7. Bocanegra, E. M.; Massone, H. E.; Martínez, D. E.; Civit, E.; Farenga, M. 2001. Groundwater contamination: risk management and assessment for landfills in Mar del Plata, Argentina. *Environmental Geology*, Vol. 40(6): 732-741.
8. Bocanegra, E. M.; Martínez, D. E.; Massone, H. E.; Farenga, M. 2005. Modelación numérica preliminar del flujo subterráneo de la cuenca del Río Quequén, Provincia de Buenos Aires. IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Actas. Tomo 1: 191-200. Río Cuarto. Córdoba.
9. Carpenter, S. R.; Caraco, N. F.; Correll, D. L.; Howarth, R. W.; Sharpley, A. N.; Smith, V. H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*. 8: 559-568.
10. Costa, J. L.; Massone, H. E.; Martínez, D. E.; Suero, E.; Bedmar, F. 2002. Nitrate contamination of a rural aquifer and nitrate accumulation in the no saturated zone. *Agricultural-Water Management*, Vol. 57(1): 33-47.
11. Di Pietro, L. B.; Mazzei de Planas, G.; Novas, G. O. 1988. Movilidad de nutrientes en suelos. I. Medición del coeficiente de dispersión hidrodinámica. *Revista de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo*. Vol.6(1): 1-7.
12. Foster, S. 1987. Fundamental concepts in aquifers vulnerability, pollution risk and protection strategy. In: *Vulnerability of soils to groundwater pollutants*. TNO Committee on Hydrological Research, La Haya, Proceedings and information. N° 38, p. 69-86.
13. Freeze, R. A.; Cherry, J. A. 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall, New Jersey. 604 p.
14. Galehouse, J. 1971. Sedimentation analysis. In: Carver, R. E. (Ed.) *Procedures in sedimentary petrology*, Wiley, New York. p. 69-94.
15. Ghodrati, M.; Jury, W. A. 1992. A field study of the effects of soil structure and irrigation method on preferential flow of pesticides in unsaturated soil. *Journal of Contaminant Hydrology*. 11: 101-125.
16. Giacomán, G.; Frías, J.; Hurtado, A.; Coronado, V.; Méndez, R. 2003. Análisis de la Hidrodinámica de un reactor de flujo pistón. Universidad Autónoma de Yucatán Mérida, México. *Ingeniería Revista Académica*. Vol. 7(3): 7-19.
17. Gonzalez, M.; Miglioranza, K. S. B.; Shimabukuro, V. M.; Quiroz Londoño, O. M.; Martínez, D. E.; Aizpun, J. E.; Moreno, V. J. 2012. Surface and groundwater pollution by organochlorine compounds in a typical soybean system from the south Pampa, Argentina *Environmental Earth Science Special Issue*. 65(2): 481-491.
18. Gonzalez, M.; Miglioranza, K. S. B.; Grondona, S. I.; Silva Barni, M. F.; Martínez, D. E.; Pena, A. 2013. Organic pollutant levels in an agricultural watershed: the importance of analyzing multiple matrices for assessing streamwater pollution. *Environmental Science Processes & Impacts*. 15: 739-750.
19. IBOHE. 2002. Investigación de la contaminación del suelo. Manual práctico. IBOHE Ed. España. 110 p.
20. INTA-Castelar. 1989. Descripción de Cartas de Suelo Provincia de Buenos Aires Esc. 1:500.000. 525 p.
21. IPEN-RAP-AL, 2008. El endosulfán y sus alternativas en América Latina. International POPs Elimination Network (IPEN), Red de Acción en Plaguicidas y sus Alternativas para América latina. Volumen I. Disponibles en [http://caata.org/publicaciones\\_-\\_alternativas\\_a\\_plaguicidas.html](http://caata.org/publicaciones_-_alternativas_a_plaguicidas.html). Consultado el 25/3/2012.
22. Llambías, E.; Prozzi, C. R. 1975. Ventania. En: *Geología de la Provincia de Buenos Aires*. 6° Congreso Geológico Argentino, Relatorio. Buenos Aires. p. 79-101.

23. Martínez, D. E.; Quiroz Londoño, O. M.; Dapeña, C.; Massone H. E.; Ferrante, A.; Bocanegra, E. 2007. Aportes al modelo hidrogeológico conceptual de la cuenca del Río Quequén Grande provincia de Buenos Aires. V Congreso Argentino de Hidrogeología. Actas. p. 262-271.
24. Mascioli, S.; Benavente, M. A.; Martínez, D. E. 2005. Estimation of transport hydraulic parameters in a loessic sediment, Argentina. Application of column tests. Hydrogeology Journal. Vol. 13: 849-857.
25. Massone, H. E.; Martínez, D. E.; Cionchi, J. L.; Bocanegra, E. M. 1998. Suburban areas in developing countries and its relation with groundwater pollution. Mar del Plata as a Study Case. Environmental Management, Springer International. Vol 22(2): 245-254.
26. Miglioranza, K. S. B.; Aizpún de Moreno, J. E.; Moreno, V. J.; Osterrieth, M. L.; Escalante, A. H. 1999. Fate of organochlorine pesticides in soils and terrestrial biota of "Los Padres" pond watershed, Argentina. Environmental Pollution. 105: 91-99.
27. Oyarzum, R. 2007. [http://www.aulados.net/Temas\\_ambientales/Contaminantes\\_aguas\\_subterranas/Transporte\\_contaminantes.pdf](http://www.aulados.net/Temas_ambientales/Contaminantes_aguas_subterranas/Transporte_contaminantes.pdf). Consultado el 17/4/2012.
28. Pachepshy, Y.; Benson, D.; Rawls, W. 2000. Simulating scale-dependent solute transport in soils with the fractional advective-dispersive equation, Soil Science Society. American Journal. 64: 1234-1243.
29. Perfect, E.; Sukop, M.; Haszler, G. 2002. Prediction of dispersivity for undisturbed soils from water retention parameters. Soil Science Society American Journal. (66): 696-701.
30. Pisani, S.; Tosi, N. 1994. Two methods for laboratory identification of transversal dispersivity. Ground Water. 32(3): 431-438.
31. Quiroz Londoño, O. M.; Martínez, D. E.; Dapeña, C.; Massone, H. E. 2008. Hydrogeochemistry and isotopes of groundwater in low gradients catchments of the Buenos Aires province, Argentina. Hydrogeology Journal. Volumen 16(6): 1113-1127.
32. Robbins, A. G. 1989. Methods for determining transverse dispersion coefficients of porous media in laboratory column experiments. Water Resources Research. 25(6): 1249-1258.
33. Rocca, R. J.; Redolfi, E. R.; Terzariol, R. E. 2006. Características geotécnicas de los loess de Argentina. Revista Internacional de Desastres Naturales, Accidentes e Infraestructura Civil. 6(2): 149-166.
34. Taylor, S. R.; Molyaner, G. L.; Howard, K. W. F.; Killey, R. W. D. 1987. A comparison of field and laboratory methods for determining contaminant flow parameters. Groundwater. 25(3): 321-330.
35. Teruggi, M. 1957. The nature and origin of argentine loess. Journal of Sedimentary Petrology. Vol. 27(3): 322-332.
36. Teruggi, M. E.; Kilmurray, J. O. 1975. Tandilia. En: Relatorio Geología de la provincia de Buenos Aires, 6° Congreso Geológico Argentino. p. 55-77.
37. Urricariet, S.; Lavado, R. S. 1999. Indicadores de deterioro en suelos de la Pampa Ondulada. Ciencia del Suelo. 17(1): 37-44.
38. Van Genuchten, M. T. 1981. Analytical solutions for chemical transport with simultaneous adsorption, zero-order production and first-order decay. Journal of Hydrology. 49: 213-233.
39. Vrba, J.; Zaporozec, A. 1994. Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability. IAH International Contributions to Hydrogeology, 16; Heinse, Hannover. 131 p.
40. Walkley, A.; Black, C. 1965. Organic carbon. In: Black, C. A. (ed). Methods of soil analysis. American Society of Agronomy, Madison. p. 1372-1375.
41. Williams, R. J.; Brooke, D. N.; Matthiessen, P.; Mills, M.; Turnbull, A.; Harrison, R. M. 1995. Pesticide transport to surface waters within an agricultural catchment. Journal of the Institution of Water and Environmental Management. 9: 72-80.

### Agradecimientos

A la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT) que permitió mediante el PICT 2007 0390 la realización del muestreo y los ensayos que condujeron a la realización del presente trabajo.

Al Técnico Químico Gustavo Bernava quien realizó las determinaciones de concentración del ion Cl<sup>-</sup> en el Laboratorio de Hidrogeología de la UNMdP.