

IMPORTANCIA DE LAS PROPIEDADES DE LOS SUELOS EN LA DETERMINACIÓN DEL RIESGO DE CONTAMINACIÓN DE ACUÍFEROS

OLGA S HEREDIA¹ & A FERNÁNDEZ CIRELLI²

¹ Cátedra de Edafología, Dpto. de Recursos Naturales y Ambiente, FAUBA. Av. San Martín 4453, 1417, Buenos Aires, heredia@agro.uba.ar

² CETA, Fac. de Ciencias Veterinarias, UBA, Av. Chorroarín 280, C1427CWO, Buenos Aires

Recibido: 15/09/07

Aceptado: 01/09/08

RESUMEN

La vulnerabilidad de acuíferos es usualmente estimada por metodologías que no tienen en cuenta los principales parámetros físico-químicos de los suelos. Se determinaron las características de suelos en una zona periurbana de Buenos Aires con actividades mixtas. Se propuso un índice de atenuación (IA) para estimar el riesgo de contaminación química de acuíferos, que tuvo en cuenta el Cox, pH, CIC y contenido de arcillas, profundidad de la capa freática y la posición del suelo en el paisaje. Los suelos de Escobar son Molisoles y Entisoles con gran variabilidad en su composición química. Los contenidos de P, Mn, Zn en las aguas subterráneas fueron utilizados para validar el IA, encontrando relación entre este índice y los mencionados elementos. El contenido de arcillas es una propiedad muy importante en la sorción de P, debido a que su incremento está directamente relacionado con el aumento en la retención del ion. Existió una relación significativa entre los parámetros edáficos Cox, CIC y P extractable y las propiedades químicas del agua con el IA.

Palabras clave. Suelos periurbanos, índice de atenuación, calidad del agua subterránea, fósforo, metales traza.

IMPORTANCE OF SOIL PROPERTIES IN THE RISK OF GROUNDWATER CONTAMINATION

ABSTRACT

Aquifer vulnerability is frequently estimated through methodologies that do not consider the main physical and chemical soil parameters. Soil characteristics were determined at a semiurban region with mixed activities at the surroundings of Buenos Aires city. A soil attenuation index (AI) was proposed to estimate groundwater chemical pollution risk, that takes into account organic carbon content, pH, cation exchange capacity, clay content, phreatic depth and landscape position. Escobar soils were Mollisols and Entisols with a high variation in soil properties. Phosphorus, Mn and Zn concentrations in groundwater samples taken from selected places were used to validate the proposed index. Clay content was a very important property for adsorption, as clay increased, the soil P retention capacity increased simultaneously. A relationship was found between CEC, Cox and extractable P and chemical water properties with AI.

Key words. Periurban soils, attenuation index, groundwater quality.

INTRODUCCIÓN

El suelo es un sistema abierto en el espacio y en el tiempo, que evoluciona transformándose hasta alcanzar el equilibrio con las condiciones ambientales y a partir de ese momento tiende a permanecer estable. Para poder conocer la calidad del suelo y saber el grado de contaminación debe conocerse la condición natural o inicial del suelo, es decir se debe conocer cómo estaba sin la actividad humana.

El suelo puede considerarse como un sistema depurador porque es capaz de degradar o inmovilizar los contaminantes. El poder de amortiguación de un suelo representa su capacidad de inactivar los efectos nega-

tivos de los contaminantes. Esta acción beneficiosa se puede ejercer por varios mecanismos: neutralización, degradación biótica o abiótica, adsorción, complejación, insolubilización.

La capacidad depuradora depende fundamentalmente de determinadas características de los horizontes superficiales: la actividad microbiológica, que facilita la descomposición e inmovilización de los contaminantes; la arcilla y la materia orgánica (MO) que mediante reacciones físico-químicas adsorben a los contaminantes y permiten su inmovilización o liberación y la capacidad filtrante, que va a regular la velocidad de penetración de los contaminantes. Estas acciones dependerán de determinadas propiedades del suelo tales como el contenido

de arcilla, MO y óxidos que influyen en los mecanismos de auto-depuración.

De cualquier forma, por muy favorables que sean las características del suelo, es evidente que la capacidad depuradora no es ilimitada. El suelo no puede asimilar, inmovilizar, inactivar y degradar todos los contaminantes que recibe y por ello, en un determinado momento, cuando se superan los umbrales críticos, puede transferir los contaminantes a otros medios e incorporarlos en las cadenas tróficas.

La combinación de la capacidad de retención del suelo, por un lado, y la entrada de productos químicos al mismo, por otro, determina el tipo de la respuesta medioambiental. Una buena planificación ambiental debe considerar la capacidad de almacenaje del suelo y la entrada de productos químicos a éste, ya que estos dos factores determinan el tipo de respuesta (García, 2005).

Las propiedades de los suelos son utilizadas para controlar los riesgos de liberación repentina de contaminantes en los suelos que pueden afectar la calidad del agua intersticial y por último al agua subterránea (Kanfi *et al.*, 1983). Por otra parte, los cambios climáticos también van a repercutir en la capacidad de almacenaje de los suelos, modificando el balance hidrológico y la humedad del suelo que afectan las tasas de lavado y el potencial redox por un lado y los procesos microbiológicos que condicionan la cantidad y calidad de la materia orgánica formada y por consiguiente propiedades como la nitrificación y la estabilidad de los agregados.

Hewitt & Shepherd (1997) han desarrollado un índice de vulnerabilidad estructural para los suelos australianos, identificando 4 atributos del suelo como el carbono orgánico total, retención de fosfatos, contenido de arcilla y factor de sequedad. Otros autores desarrollaron índices para mejorar la calidad del suelo y el uso de la tierra (Año Vidal *et al.*, 2002).

En estudios de vulnerabilidad de acuíferos se utilizan índices como el GOD (Foster & Hirata, 1988), el DRASTIC (Aller *et al.*, 1985), SINTACS (Civita & De Regibus, 1995) y el EPIK (Doerflinger & Zwahlen, 1997), que tienen en cuenta espesor, textura y mineralogía del suelo, pero el resto de las características físico-químicas del suelo no se analizan.

El conocimiento de las características y calidad de los suelos que constituyen la zona no saturada permiten interpretar su relación con la calidad del agua subterránea y las variaciones en los contenidos de iones presentes en el agua intersticial y el agua subterránea. También permiten conocer el estado de las principales variables que controlan la capacidad reguladora de los suelos del área.

En los estudios ambientales, el reconocimiento de las características geomorfológicas, geológicas, estratigráficas, edafológicas e hidrogeológicas son importantes debido a que los fenómenos que ocurren son complejos y deben ser abarcados de manera integral ya sea para su conocimiento, prevención o recuperación.

Dentro de la valoración de los riesgos ambientales, caracterizar las propiedades de los suelos y el medio físico orientado a identificar los mecanismos de transporte y las vías de exposición, es una buena herramienta para la adecuada gestión suelo-agua, especialmente en los medios en creciente urbanización (IBOHE, 2002).

Considerando lo anteriormente dicho, en el presente trabajo se caracterizan morfológicamente y clasifican taxonómicamente los suelos representativos del partido de Escobar (Pcia. de Buenos Aires) y se evalúa la capacidad de atenuación a la contaminación de los acuíferos de la zona.

MATERIALES Y MÉTODOS

Características del sitio de muestreo

El partido de Escobar se encuentra ubicado entre los 34° 18' S y 58° 51' O, y 34° 24' S y 58° 44' O, a 50 km de la ciudad Autónoma de Buenos Aires. El partido posee 178.155 habitantes (INDEC, 2001) y su superficie, considerando el sector del delta es de 304 km², mientras que el sector continental es de 222 km² (Dirección Provincial de Programación y Gestión Municipal, 2003), la superficie urbana es de 7.486 ha y el área rural es de 15.114 ha, la actividad industrial está representada por 233 empresas (CDI, 2006). La principal actividad agropecuaria es la hortícola y jardinería, mientras que las actividades industriales son variadas según el área.

Los suelos están ubicados en la unidad geomorfológica llamada Pampa Ondulada dentro del área miscelánea de los mapas de suelos del INTA (SAGyP, 1988), por lo que carecen de descripción y clasificación. El clima es húmedo, con una precipitación media anual de 900 mm y una temperatura media de 16 °C.

Santa Cruz y Silva Busso (1999) ubican a Escobar en la subregión hidrogeológica I ó subregión Río Paraná cuyos acuíferos principales son el acuífero Pampeano y el Puelches.

La descripción morfológica de los suelos se hizo a través de calicatas (Schoeneberger *et al.*, 1998) abiertas en sitios elegidos por su ubicación topográfica en cada una de las localidades del partido. En cada sitio se eligieron zonas prístinas o de baja actividad antrópica.

Se realizó un muestreo de tipo estratificado, siendo la distribución de los puntos de muestreo sistemática en gradiente (IBOHE, 2002). En la Figura 1 se presenta el mapa del partido de Escobar con la ubicación de las calicatas y sitios de muestreo de suelos. Los sitios se geoposicionaron con un GPS etrexLegend (Garmin, 2005). Se tomaron muestras de suelos de cada uno de los horizontes descriptos.

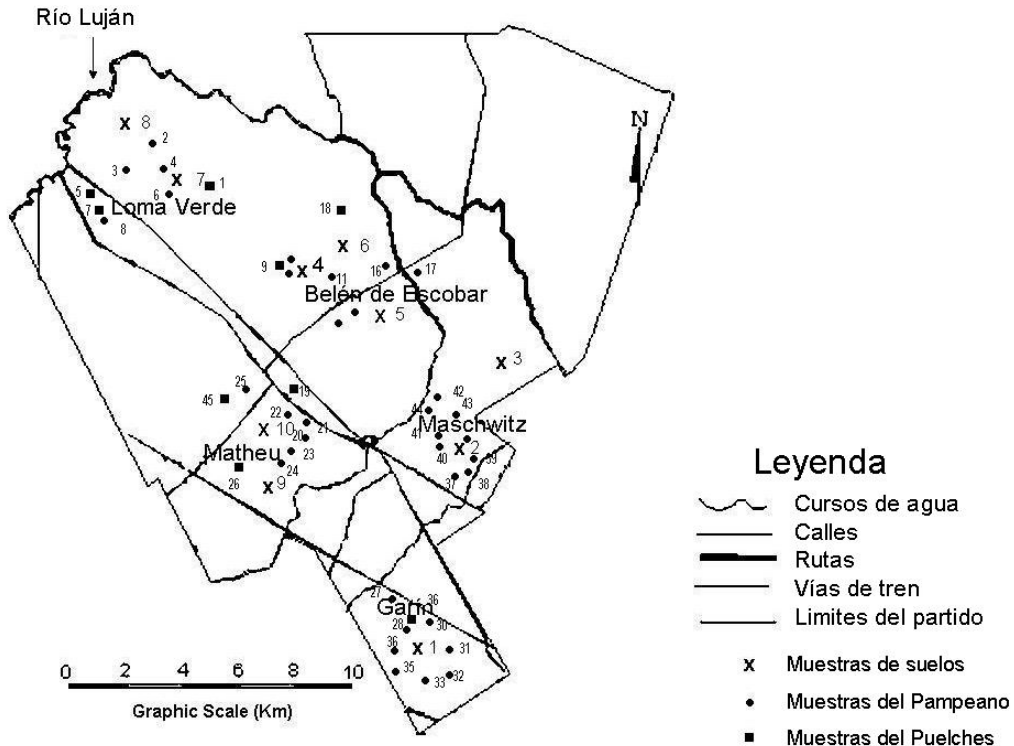


Figura 1. Mapa de Escobar con los sitios de muestreo de suelos y aguas subterráneas.
 Figure 1. Soil and groundwater samples map in Escobar county.

Análisis de suelos y clasificación

Los análisis de suelos realizados en todos los horizontes de los perfiles de suelos analizados fueron: pH, conductividad eléctrica (CE), carbono fácilmente oxidable (Cox) (Walkley & Black), Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC), cationes intercambiables (Sparks, 1996) y textura, separando la fracción arcilla.

Se evaluaron formas extractables (Bray I), solubles (Murphy & Riley, 1962) y adsorbidas de P en suelo (Ho, 2001), estas determinaciones se hicieron para todos los horizontes de los perfiles estudiados.

El P adsorbido fue analizado en un trabajo previo (Heredia & Fernández Cirelli, 2007) y los resultados se utilizan en este trabajo para validar el índice de atenuación a la contaminación.

También se analizaron metales pesados extractables, y en la solución del suelo (Zn, Mn y Ni). La determinación se hizo con la técnica de ICP-OES (Inductively Coupled Plasma -Optical Emission Spectroscopy) utilizando un equipo Perkin Elmer Optima 2000 DV. Para la calibración del equipo se utilizaron materiales de referencia con certificado de trazabilidad (Merck).

En función a las características del perfil, a sus propiedades químicas y físicas, los suelos fueron clasificados según la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2003).

Índice de atenuación

En un trabajo previo los suelos fueron clasificados según su capacidad de atenuación a la contaminación de acuíferos (Heredia & Fernández Cirelli, 2008), donde se planteó una ecuación donde se utilizaron las siguientes variables: posición en el relieve, profundidad de la capa freática, el contenido de arcillas, CIC, Cox y pH. La ecuación utilizada para la clasificación de los sitios ó ambientes por un índice de atenuación (IA) fue:

$$IA = \frac{\sum Ci * Pi}{\sum Pi}$$

Donde:

Ci: factor de normalización, donde 100 es la máxima puntuación y 10 la menor.

Pi: peso relativo de cada variable. La escala varía de 1 a 4, donde 4 es la más importante.

La construcción del IA requiere de la normalización de los valores de las variable para transformarlos a una escala de 0-100%, donde 100 representa el mayor valor de IA.

La comparación de cada una de las variables evaluadas puede resultar compleja para determinar la capacidad relativa de atenuación de la contaminación en los suelos estudiados.

Es por ello, que se desarrolló una metodología (Heredia & Fernández Cirelli, 2008), donde se incorporan propiedades tales como carbono orgánico, CIC, pH y contenido de arcillas que no han sido considerados hasta ahora para analizar la capacidad de atenuación a la contaminación del agua subterránea. Las propiedades incorporadas inciden en la capacidad de atenuación de los suelos. Por ejemplo, un mayor contenido de materia orgánica resultará en una mayor retención de microcontaminantes tanto orgánicos como inorgánicos; una disminución del pH puede producir movilización de metales pesados; el contenido de arcillas influirá tanto desde el punto de vista físico por la mayor o menor superficie específica y desde el punto de vista químico por su capacidad de sorción de iones metálicos.

Las variables analizadas se normalizan y del mismo surge el índice de atenuación de los suelos de los suelos de Escobar (Tabla 1). Los resultados del índice de atenuación dado por la fórmula se muestran en la Tabla 2.

Análisis de aguas

Se realizaron análisis del agua intersticial en el sitio correspondiente al suelo identificado con el número 10. Este sitio fue utilizado debido a que correspondía a un vivero con condiciones adecuadas para realizar este tipo de experimento (Heredia & Fernández Cirelli, 2005) y del agua subterránea del acuífero Pampeano cuya profundidad en ese sitio correspondió a 6m, además se tomaron aguas subterráneas de los acuíferos Pampeano y Puelches de todo el partido (Heredia *et al.*, 2005) (Fig. 1) en las cuales se analizaron CE, pH, iones mayoritarios, nitratos, fósforo y los mismos elementos traza determinados en suelos.

Estadística

Se realizaron análisis de regresión múltiple y de correlación entre las variables edáficas evaluadas con el programa InfoStat versión 1.1 (2002).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos estudiados se han desarrollado fundamentalmente sobre loess Pampeano y la formación Lujanense en la zona de ríos y arroyos, en Maschwitz el material original corresponde a la Fn. Querandinense (Frenguelli, 1950).

La distribución de los sitios de muestreo de suelos puede verse en la Figura 1, y en la Tabla 3 se presenta una síntesis de la descripción morfológica y clasificación de los suelos. En la zona la profundidad de la capa freática en los sitios de muestreo varió entre 0,6 m y 9 m bnm. La distribución de los sitios de muestreo de aguas se presenta en la Figura 1.

Los suelos corresponden a los ordenes Molisol y Entisol y sus características físico-químicas fueron muy variables tanto superficialmente como en profundidad (Tabla 4 y Fig. 2), los que los hace interesantes a la hora de evaluar el impacto de las distintas actividades que se realizan en la zona (Heredia, 2005).

En las descripciones morfológicas y en los perfiles, las propiedades del suelo no pueden caracterizarse únicamente por su magnitud, sino que los valores de una determinada propiedad varían según una dirección y sentido, para el caso del suelo la vertical, por lo tanto,

Tabla 1. Factor de normalización y peso relativo de los parámetros utilizados para construir el índice de atenuación de suelos.

Table 1. Normalization factor and relative weight for parameters used for construction of soil attenuation index.

Parámetro	Peso relativo (Pi)	Factor de normalización (Ci)				
		100	75	50	25	10
Profundidad freática (m)	4	>20	10-20	5-10	2-5	<2
Posición en el paisaje (m)	1	>20		10-20	5-10	<5
Arcilla (%)	3	>50	30-50	20-30	15-20	<15
CIC (cmolc kg ⁻¹)	3	>25	17-25	10-17	5-10	0-5
Cox (g kg ⁻¹)	3	>30	20-30	10-20	7,5-15	0-7,4
pH	2	6,6-7,5		5-6,5/7,6-8,5		>8,5/<5,0

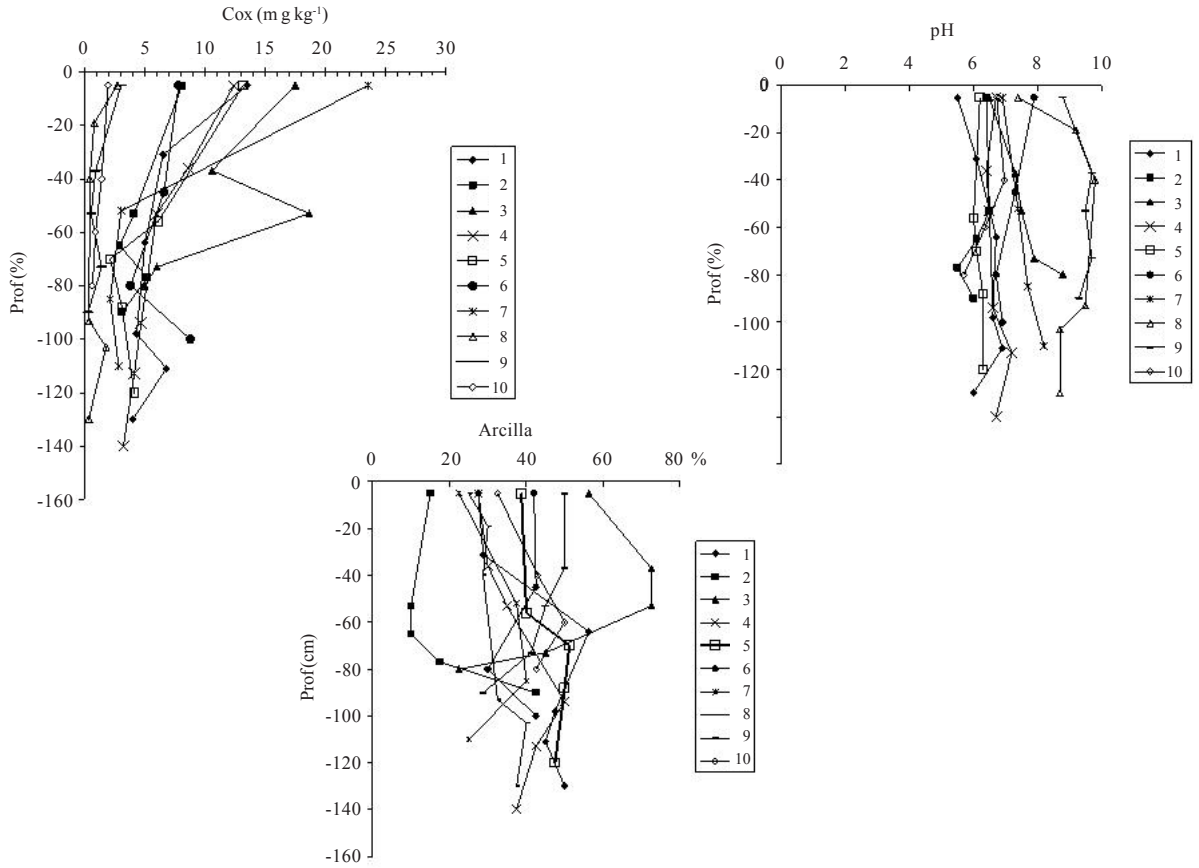


Figura 2. Perfiles de Cox, pH y arcillas para todos los suelos evaluados.
 Figure 2. Cox, pH and clay profiles for all soils evaluated.

Tabla 2. Valores normalizados de los parámetros e Índice de atenuación para los suelos de Escobar.
 Table 2. Normalization of soils parameters and attenuation index for Escobar soils.

Suelo	Profundidad freática	Posición paisaje	Arcilla	CIC	Cox	pH	sumatoria	Indice de atenuación (IA)
1	200	50	300	150	75	150	925	57,8
2	200	25	225	75	75	75	675	42,2
3	40	10	225	150	150	75	650	40,6
4	400	100	300	225	75	100	1.200	75,0
5	400	100	300	225	75	75	1.175	73,4
6	200	50	225	150	75	75	775	48,4
7	100	25	225	150	225	100	825	51,6
8	100	10	225	150	225	100	810	50,6
9	40	10	225	150	225	10	660	41,3
10	200	75	300	150	150	75	950	59,4

diremos que son propiedades vectoriales. El hecho de poseer propiedades vectoriales transforma al suelo en un medio anisótropo (sistema en el cual las propiedades varían según una dirección), lo que se evidencia en la variación vertical de las propiedades estudiadas (Fig. 2). El contenido de carbono fácilmente oxidable es variable en superficie indicando heterogeneidad espacial de su contenido y en general disminuye en profundidad. El pH es una variable constante, estando relacionado su valor a la posición en el paisaje de los suelos evaluados. El contenido de arcillas es variable según el tipo de suelos.

Del análisis de los resultados presentados se observa que existen áreas de mayor vulnerabilidad, más frágiles tanto desde el punto químico, como desde el punto de vista físico. Por ej. cuando el contenido de arcillas y Cox disminuyen menor será la capacidad de atenuación por una menor capacidad de retención de los contaminantes por parte de estos coloides del suelo. En los índices de vulnerabilidad de acuíferos como el GOD (Foster & Hirata, 1988) y el DRASTIC (Aller *et al.*, 1985) se tiene en cuenta la capacidad de atenuación de los estratos ubicados por encima de la zona no saturada. En ambos índices se incluye la profundidad de la capa freática y en el DRASTIC se incluye también la textura del suelo.

En una subdivisión jerarquizada de los mismos se consideró que aquellos suelos que tienen un IA menor a 25 posee una capacidad de atenuación muy baja, los que tienen un valor comprendido entre 26 y 50 es baja, entre 51 y 75 es moderada y para los suelos comprendidos entre 76 y 100 este índice es alto y serían los suelos más reguladores de la contaminación de acuíferos. Teniendo en cuenta esta clasificación, los suelos del partido de Escobar tuvieron un índice bajo a moderado, siendo los correspondientes a índices bajos los suelos: 2, 3, 6, y 9, y a índices moderados los suelos 1, 4, 5, 7, 8 y 10 (Tabla 2).

La clasificación de los suelos adoptada en este trabajo sería apta para todo tipo de suelos con excepción de los orgánicos donde la matriz orgánica puede modificar el comportamiento químico de los metales y otras sustancias que puedan complejarse con la misma y en suelos con arcillas expandentes donde se pueden producir grietas y por consiguiente flujos preferenciales de solutos.

Validación del IA

La clasificación por IA para estos suelos fue validada para P y para algunos metales pesados y los resultados son los siguientes.

Para el P se evaluó la capacidad de retención del mismo por el suelo utilizando información obtenida en un trabajo previo para los mismos suelos (Heredia y Fernández Cirelli, 2007) y su relación con el IA.

Cuando se les agregó 100 $\mu\text{g g}^{-1}$ de P, los suelos con mayor IA presentaron mayor retención de fosfatos, en el caso de los de menor índice esta retención fue menor (Fig. 3). La excepción la constituyen los suelos 3 y 10 de bajo y moderado IA.

En el caso del suelo 3, si bien su capacidad de adsorción es alta (Heredia, 2005), variando entre 94 a 45% de P adsorbido según dosis y horizonte analizado, su IA es bajo debido a la profundidad de la capa freática que se encuentra a 0,6 m, aunque el suelo presente altos contenidos de arcilla y Cox esto no alcanza a compensar el poco espesor de la zona no saturada, acelerando el tiempo de tránsito, características que en estas evaluaciones deben ser tenidas en cuenta.

En el caso del suelo 10 los altos niveles iniciales de P extractable aportados como enmiendas orgánicas hacen más susceptible al P de moverse y determinan desorción de P y de esta forma no es retenido por el suelo aunque éste tenga un IA moderado.

En Maschwitz los dos suelos evaluados (2 y 3) fueron de bajo IA, estando bien diferenciados en su granulometría (Tabla 4) lo que afecta su adsorción en P.

El suelo 2, ubicado en la loma de Maschwitz, presentó bajo contenido de arcillas en superficie (15%) y el 3, el suelo del bajo, contenido de arcillas fue alto en todo el perfil pero con la capa freática cercana a la superficie.

En el suelo 2, todos los horizontes presentaron liberación de P a la solución del suelo, esta desorción fue muy pronunciada aún con bajas dosis de P agregado. La adsorción en el horizonte A (HA) varió entre 52 al 30,8% según la dosis de P agregada, siendo la adsorción en el horizonte C de 33,4 al 7,9%.

El suelo 3 corresponde a un perfil de escaso desarrollo vertical donde el agua freática fluctúa dentro del metro de profundidad por lo que el comportamiento de estos suelos será clave para comprender la capacidad que tiene el suelo de retener elementos químicos o cederlos al agua. En este perfil todos los horizontes desorben P. El horizonte A presentó adsorción del 86 al 75% del P agregado, mientras que el 4C fue del 74 al 45,1%, siendo alta en el resto del perfil.

En este caso al aumentar la dosis de P aplicado disminuye la adsorción lo que indica una clara diferencia de comportamiento de este suelo con respecto al 2. El horizonte con mayor capacidad de retención fue el horizonte A₁ y el de menor retención el horizonte 4C, el más expuesto a la variación del agua freática.

En Belén de Escobar, los suelos 4 y 5 de IA moderado, están en posición de loma, son desarrollados y profundos. Como en todos los suelos evaluados en este trabajo al aumentar la cantidad de P agregado disminuye

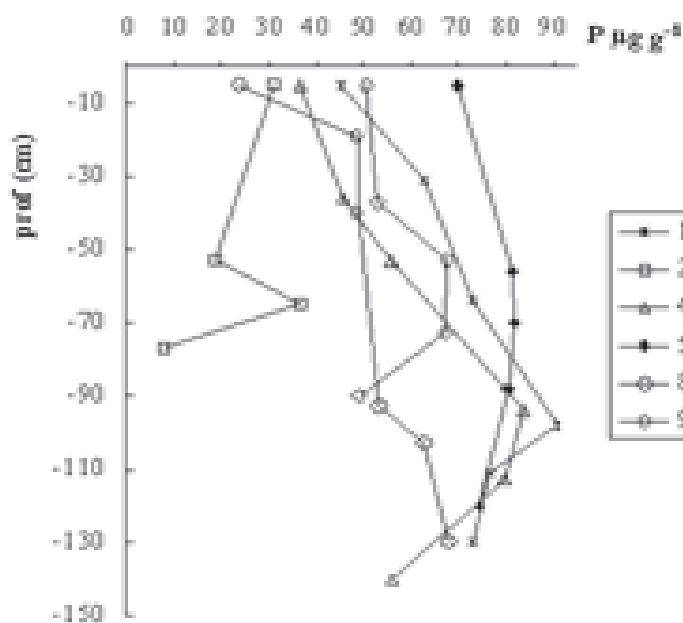


Figura 3. Perfiles de P adsorbido con el agregado de $100 \mu\text{g g}^{-1}$ de suelo.

Figure 3. Sorbed P profiles with added $100 \mu\text{g g}^{-1}$ of soil.

Tabla 3. Descripción morfológica y taxonómica de los suelos evaluados.

Table 3. Soil morphologic and taxonomic description.

Identificación	Ubicación	Secuencia de horizontes	Clasificación taxonómica
1	Garín , loma	Ap,A2,Bt,BC,2A1b,2C	Argiudol típico
2	Maschwitz, loma	A1, AC, C, 2Ab, 3C	Hapludol éntico
3	Maschwitz, bajo	A1, C1, 2C1, 3C, 4C	Hapludol endoácuico
4	B. de Escobar, media loma alta	A11,A12,AB,Bt1,Bt2,BC	Argiudol típico
5	B. de Escobar, loma	A1,AB,Bt1,Bt2,BC1,BC2	Argiudol típico
6	B. de Escobar, media loma baja	C,2C,3C,4C	Udarente
7	Loma Verde, media loma	A1,Bt,Btk,Bt2k,Bck	Argiudol típico
8	Loma Verfde, bajo	A1, Bt,C1,C2,C3,2Ab1, 3C	Natracuol típico
9	Matheu, bajo	A1,Bw,C1,2Ck,2Ck	Fluvacuent mólico
10	Matheu, loma	Ap,BA,Bt,Bt2	Argiudol típico

la cantidad de P adsorbido y en consecuencia aumenta el P en solución o desorbido.

El horizonte que mayor capacidad de adsorción presenta en ambos suelos es el B₂ por su mayor contenido de arcillas y el de menor capacidad de retención es el

horizonte A₁. En el suelo 5, por ej., la adsorción en el horizonte A fue del 94,6 al 69,14% del P agregado, mientras que en el horizonte B₁ esta fue de 97,7 a 80,26%.

En Maschwitz bajo la influencia de suelos de bajo IA el contenido de P en el agua subterránea es de $0,236 \mu\text{g}$

Tabla 4. Composición química y física del horizonte A de los suelos estudiados.

Table 4. Chemical and physical composition in A horizon of studied soils.

Suelo	pH	CE (dS/m)	Cox (%)	P (ppm)	CIC (cmolc/kg)	Arcilla (%)
1	6,4	0,22	1,35	5,91	16,65	27,5
2	6,4	0,10	0,81	73,77	7,68	15,0
3	6,5	1,32	1,75	13,72	15,61	56,3
4	6,7	0,30	1,24	12,57	17,3	27,5
5	6,2	0,15	1,32	4,84	17,1	37,8
6	7,9	0,53	0,78	2,74	18,0	42,0
7	6,9	0,28	2,36	6,45	13,1	22,5
8	7,4	0,53	2,69	11,43	15,91	25,0
9	8,8	0,96	3,0	9,19	20,03	50,0
10	6,7	0,32	1,83	40,88	17,17	32,5

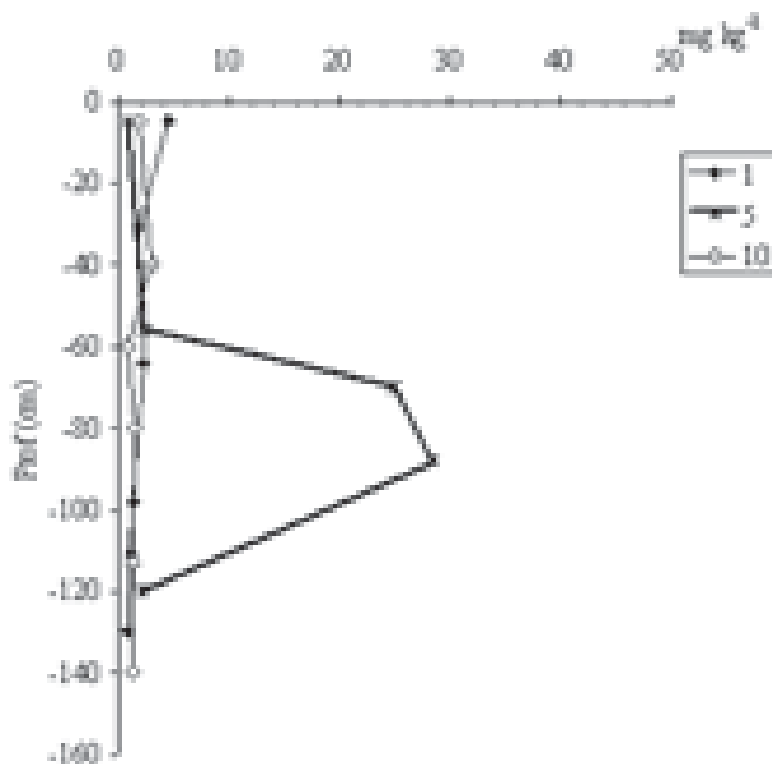


Figura 4. Perfiles de zinc extractable en suelos.

Figure 4. Exchangeable soil zinc profiles.

L⁻¹, mientras que en Belén de Escobar con moderado IA este valor es de 0,031 µg L⁻¹, evidenciándose de esta forma el efecto que el tipo y calidad del suelo tienen sobre el movimiento de elementos en el suelo.

Para todas las muestras, del análisis de correlación, surge que el contenido de arcillas tiene un efecto positivo sobre la adsorción de P en todos los puntos de las isotermas, siendo para el agregado más elevado de P (100 µg g⁻¹) un coeficiente de $r = 0,62$ ($p < 0,001$).

El P extractable correlacionó de manera positiva con el P adsorbido en todas las concentraciones de P agregadas. Djodjic *et al.* (2004) encontraron que los mecanismos de transporte a través del suelo y subsuelo son más importantes que el valor de P en superficie y que factores de sitio específico pueden servir como indicadores de pérdidas de P por lavado, aunque no han podido encontrar un indicador general para todos los tipos de suelos.

El agregado de 100 µg g⁻¹ presentó una regresión positiva con la CIC y con la arcilla, pero negativa con el Cox, la ecuación que las relaciona fue:

$$P_{100} = 10,455 + 1,418CIC + 0,834arcilla - 7,2668Cox$$

$$R^2 = 0,7524 \quad p < 0,001$$

donde P₁₀₀ es el P adsorbido cuando el agregado de P es de 100 µg g⁻¹, CIC es capacidad de intercambio catiónico (cmolc kg⁻¹) y Cox el carbono fácilmente oxidable (%).

Como puede verse la arcilla siempre está presente regulando la adsorción de P.

En la Figura 4 se presentan los perfiles de zinc extractable en 3 suelos (1, 5 y 10) de moderado índice de atenuación. Se aprecia el comportamiento diferencial de los suelos en cuanto a los niveles de Zn extractable, siendo el suelo 5 el que presenta un aumento significativo en la concentración a los 60 y 100 cm de profundidad. En el suelo 10 el Zn intercambiable varió de 0,6 a 3 µg g⁻¹, en este sitio también se midió el elemento en el agua intersticial, donde su concentración varió entre 10 a 140 µg L⁻¹, pudiéndose determinar solo en 4 de las 13 mediciones que se hicieron en la misma, indicando una disminución muy importante de las fracciones intercambiables y solubles de Zn por efecto de las características del suelo. Los valores medios de Zn en el agua subterránea de Garín, Belén de Escobar y Matheu, donde se midieron las formas intercambiables fueron semejantes, variando entre 246 µg L⁻¹ para Belén de Escobar y Matheu y 283,8 µg L⁻¹ para Garín. En el agua subterránea ubicado donde se encuen-

tra la muestra 10 el nivel de Zn en fue en promedio de 13,2 µg L⁻¹, esto permite inferir que el análisis del agua intersticial es un buen indicador de la calidad del agua que puede encontrarse en el agua subterránea.

También como formas intercambiables en los suelos 1, 5 y 10, suelos de moderado índice de atenuación, se detectó Ni, cuyos valores variaron de 0,09 a 0,26 µg g⁻¹ y Mn que varió entre 6,5 a 50,6 µg g⁻¹ disminuyendo su concentración para ambos metales en profundidad. Ninguno de los dos elementos fue detectado en el agua intersticial. En cambio en el agua subterránea no se observó Ni, pero sí Mn cuyo valor medio fue de 95 µg L⁻¹ (Heredia, 2005), mucho menor al encontrado en los suelos, lo que demuestra que el suelo es un amortiguador importante para evitar que los mismos puedan llegar al agua subterránea.

En Maschwitz los valores de Mn en agua fueron de 38,4 µg L⁻¹, mientras que en el resto del partido en suelos con mayor IA varió entre 1 a 8,1 µg L⁻¹.

El uso de este índice no ha sido validado para microcontaminantes de naturaleza orgánica (plaguicidas por ej.), aunque un trabajo preliminar con herbicidas de uso en el país ha demostrado que su uso es promisorio (Bardowicks *et al.*, 2008). Para nitratos este índice no sería adecuado debido a su falta de retención por parte de los coloides minerales del suelo.

El índice de atenuación desarrollado por Heredia y Fernández Cirelli (2008) debe ser considerado en forma conjunta con el uso de la tierra y el posible aporte de sustancias contaminantes a partir de actividades antrópicas. En trabajos previos realizados en la zona (Silva Busso *et al.*, 2004), se determinaron contaminantes tanto en áreas altas (recarga del acuífero) como bajas (áreas de descarga subterránea).

La conjunción de características, morfológicas, físicas y químicas representan una herramienta valiosa a la hora de tomar decisiones ambientales o que puedan afectar ya sea al recurso edáfico como hídrico subterráneo. En este último caso, tiene que existir una conjunción estrecha entre los estudios de uso del suelo, edáficos (zona no saturada) y los estudios hidrogeológicos de los acuíferos involucrados.

CONCLUSIONES

Los suelos con moderado índice de atenuación fueron los que presentaron mayor retención de fosfatos cuando se les agregó la mayor dosis ensayada y los que presentaron menor valor de P en el agua subterránea. Esta atenuación también fue evidente en algunos metales

pesados como el Zn, Mn y Ni. No ocurre lo mismo con los suelos de bajo IA. Debe tenerse en cuenta al determinar la respuesta medioambiental no solo la capacidad de almacenaje de la zona no saturada, sino también la entrada de productos químicos.

En cuanto a la clasificación propuesta en este trabajo según el IA, sería apta para todo tipo de suelos con excepción de los orgánicos donde la componente orgánica puede modificar el comportamiento químico de los metales y otras sustancias que pudieran complejarse y en suelos con arcillas expandibles donde se pueden producir grietas y por consiguiente flujos preferenciales de solutos.

BIBLIOGRAFÍA

- Aller, L; T Bennett; JH Leher & RJ Petty. 1985. DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. US EPA Report 600/2-85/018.
- Año Vidal, C; J Sánchez Díaz; C Antolin Tomás & M Gobelles Estelles. 2002. 'Capacidad y vulnerabilidad de los suelos de la comunidad Valenciana'. *Investigaciones geográficas* 28, 105-123.
- BOE. 2005. Núm. 15. <http://www.boe.es/boe/dias/2005/01/18/pdfs/A01833-01843.pdf>
- Bardowicks, K; OS Heredia; A Fernández Cirelli; M Billib & PW Boochs. 2008. Impact of pesticides on the groundwater resources in Buenos Aires Province, Argentina. *Proceedings of AgEng 2008, Kreta, Greece*.
- CDI. 2006. <http://www.gob.gba.gov.ar/cdi/>. Gobierno de la provincia de Buenos Aires.
- Civita, M & C De Regibus. 1995. Sperimentazione di alcune metodologie per la valutazione della vulnerabilità degli acquiferi. *Q. Geol. Appl. Pitagora, Bologna* 3: 63-71.
- Djordjic, F; K Börling & L Bergström. 2004. Phosphorus leaching in relation to soil type and soil Phosphorus content. *Journal of environmental Quality* 33: 413-418.
- Doerfliger, N. & F Zwahlen. 1997. EPIK: a new method for outlining of protection areas in karstic environment. *In: G Günay & AI Jonshon (eds.)*, International symposium and field seminar on Karst waters and environmental impacts. Antalya, Turkey. Balkema, Rotterdam, pp. 177-123.
- Foster, SSD & R Hirata. 1988. Groundwater Pollution Risk Assessment. Pan American Centre for Sanitary Engineering and Environmental Sciences, Lima, 73 pp.
- Frenguelli, J. 1950. Rasgos generales de la morfología y geomorfología de la Provincia de Buenos Aires. *Rev. LEMIT* N°33. La Plata: 1-72.
- García, I. 2005. Vulnerabilidad y autodepuración de los suelos. <http://edafologia.ugr>
- Garmin. 2005. GPS eTrex Legend. www.garmin.com
- Heredia, OS. 2005. Relación entre los procesos de la Zona No Saturada y la composición del agua subterránea. Tesis Doctoral. Escuela para graduados-FCV, UBA, 333pp.
- Heredia, OS & A. Fernández Cirelli. 2005. Cambios en la calidad del agua en la Zona no Saturada, Congreso Nacional del agua (CONAGUA2005), Mendoza, Libro de Resúmenes: 99, trabajo completo en soporte CD.
- Heredia, OS; L Prado; V Piazza; L Paupy & A Fernández Cirelli. 2005. Caracterización del recurso hídrico subterráneo en Escobar, Provincia de Buenos Aires, Argentina. V Seminario Internacional CYTED-XVII, Buenos Aires, 6-8 de abril 2005. *Actas* 51.
- Heredia, OS & A Fernández Cirelli. 2007a. Environmental risks of increasing phosphorus addition in relation to soil sorption capacity. *Geoderma* 137: 426-431.
- Heredia, OS & A Fernández Cirelli. 2007b. Groundwater chemical pollution risk. Assessment through a soil attenuation index. *Environmental Geology*, publicado on line DOI: 10.1007/s00254-007-0743-5.
- Hewitt, AE & TG Shepherd. 1997. Structural vulnerability in New Zealand soils. *Austr. J. Soil Res.* 35: 461-474.
- Ho, YS; JF Porter & GMckay. 2001. Equilibrium isotherm studies for the sorption of divalent metal ions onto peat: copper, nickel and lead single component systems. *Water, Air and Soil Pollution* 141: 1-33.
- IBOHE. 2002. Investigación de la contaminación del suelo. Manual práctico. IBOHE Ed. España. 110 pp.
- INDEC. 2001. Population Census 2001. Buenos Aires, INDEC, Argentina.
- InfoStat. 2002. InfoStat software estadístico, profesional, versión 1.1. Univ. Nacional de Córdoba. Estadística y Diseño, FCA, 216pp.
- Murphy, J & JP Riley. 1962. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 27: 31-36.
- SAGyP-INTA. 1989. Mapa de Suelos de la Provincia de Buenos Aires, escala 1:500.000.527pp, SAGyP, Bs. As. Argentina.
- Santa Cruz, JN & A Silva Busso. 1999. Escenario hidrogeológico general de los principales acuíferos de la llanura pampeana y mesopotamia meridional argentina. *In: A. Tineo. Hidrología Subterránea. Serie de correlación geológica* N° 13: 461-471.
- Schoeneberger, PJ; DA Wysocki; EC Benham & WDBroderson. 1998. Field book for describing and sampling soils. Natural Resources Conservation Service, USDA, National Survey Center, Lincoln, NE, USA.
- Silva Busso, A; J Santa Cruz & O Heredia. 2004. Trazadores Multielementales en Diagnóstico Ambiental de las Aguas Subterráneas del Partido de Escobar, Buenos Aires Argentina. *Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al Ambiente, ASAGAIA* 20: 23-28.
- Soil Survey Staff. 2003. Keys to oil taxonomy, 9th edition, USDA, Natural Resources Service. 332pp.
- Sparks, DL (ed). 1996. Methods of soil analysis: Part 3- Chemical methods. SSSA Book Series: 5, ASA, Madison, Wisconsin, USA. 1390pp.