



Dispersión de hidrocarburos disueltos en el acuífero freático a partir de la fase libre no acuosa

Dispersion of dissolved hydrocarbons in groundwater from the non-aqueous phase liquid

Lexow, Claudio ¹ ✉ - Pera Vallejos Guillermo ¹ - Tonelli, Stella ² - Carrica, Jorge ¹

Recibido: 30 de noviembre de 2016 • Aceptado: 21 de diciembre de 2016

Resumen

Las estaciones de servicio constituyen una de las principales fuentes de contaminación por hidrocarburos en el acuífero freático de la ciudad de Bahía Blanca. En los procesos de transporte de hidrocarburos, la adsorción y la dispersión son factores medioambientales determinantes. En este trabajo se intenta determinar, ante diferentes condiciones del subsuelo, el alcance que podría presentar la pluma de contaminación por hidrocarburos disueltos en el acuífero. En principio se analizó el alcance y distribución de la fase libre no acuosa (FLNA) y de los compuestos disueltos en el agua. Por ser el Tolueno el hidrocarburo aromático de mayor presencia en las naftas se llevaron a cabo ensayos de adsorción del mismo mediante experimentos batch para determinar el coeficiente de distribución (K_d). A estos resultados se sumaron los obtenidos a partir de datos tabulados del coeficiente de partición octanol-agua (K_{oc}) y de la fracción de carbono orgánica (f_{oc}) presente en el terreno. Para el cálculo de transporte de tolueno se aplicó la ecuación de transporte advección-dispersión para una fuente continua considerando además el factor de retardo (R). Se seleccionaron dos sitios contaminados por combustibles pozos de monitoreo en los que solo se hubiese detectado productos disueltos. Los resultados muestran baja movilidad de los compuestos disueltos de hidrocarburos en el agua a partir de la FLNA. La aplicación de conceptos de dispersión en el transporte de hidrocarburos disueltos en el agua subterránea resulta de gran utilidad al momento de evaluar el alcance espacial de los mismos y de la FLNA.

Palabras clave: acuífero freático, estaciones de servicio, contaminación, hidrocarburos disueltos.

Abstract

Service stations are one of the main causes of pollution of hydrocarbon groundwater contamination in Bahía Blanca city. Adsorption and dispersion are mainly one of the environmental factors in transport processes. This paper attempts to determine, under different conditions of the subsoil, the scope that could present dissolved oil contamination in the aquifer. At first the extension and

1. Departamento de Geología. Universidad Nacional del Sur
Av. Alem 1253 - Cuerpo B^o. Piso 2^o (8000) Bahía Blanca.
Argentina.

✉ lexow@uns.edu.ar

2. PLAPIQUI (UNS-CONICET)
Departamento de Ingeniería Química. Universidad Nacional del Sur, Av. Alem 1253 - Cuerpo C^o. Primer Piso. (8000) Bahía Blanca. Argentina

distribution of the non-aqueous phase liquids (NAPLs) and compound dissolved in groundwater was analyzed. As toluene is the greatest aromatic hydrocarbon percentage in gasolines was taken to adsorption tests by batch experiments to determine the distribution coefficient (K_d). These results were added those obtained from tabulated data octanol-water partition (K_{oc}) and the fraction of organic carbon (f_{oc}) present in the soil. Fate of toluene was calculated with advection-dispersion equation for a continuous source considering retardation coefficient (R). Two contaminated sites were selected and the calculation was carried out between monitoring wells in which only dissolved products were detected. The results show low mobility of hydrocarbon compounds dissolved in groundwater from NAPLs. The application of concepts of dispersion in the transport of hydrocarbons dissolved in the groundwater is very useful when evaluating the spatial extent of dissolved compounds and the NAPLs.

Keywords: phreatic aquifer, service stations, pollution, dissolved hydrocarbons.

INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

Una de las principales fuentes de contaminación de las aguas subterráneas en las áreas urbanas son las producidas por las pérdidas de hidrocarburos a partir de los sistemas de almacenamiento subterráneo de hidrocarburos (SASH) en las estaciones de servicio. A principios de la década del 90 un censo demostró que más del 90% de las estaciones de servicio de Bahía Blanca habían tenido algún problema relacionado con pérdidas de combustible (Lexow, 1994). En la actualidad, y a pesar de los acondicionamientos establecidos por el Ministerio de Energía de la Nación a las estaciones expendedoras, en el registro histórico de la Agencia Ambiental del municipio son varios los casos reportados, en los últimos años, de pérdidas de hermeticidad en los SASH. Las características propias de los combustibles (densidad, volatilidad, solubilidad, etc.) como las del subsuelo (humedad de la zona no saturada, profundidad del nivel freático, permeabilidad, etc.) serán los condicionantes de la distribución, migración y acumulación de los hidrocarburos. Los hidrocarburos derramados en superficie o que se pierden de los SASH son adsorbidos por el suelo y migran verticalmente a través de la matriz del terreno. Dependiendo de los volúmenes derramados pueden alcanzar el acuífero freático y desplazarse por encima de la capa freática siguiendo en general el gradiente de la misma. Esta fracción se denomina fase libre no acuosa (FLNA) que actúa como vector de dispersión de los hidrocarburos disueltos en el agua subterránea. Para determinar la cantidad y distribución de los hidrocarburos en el subsuelo es necesaria la integración de toda esa información. Además depende de los objetivos, si el acuífero es utilizado para el consumo humano se deben considerar valores límites de concentración que no deben ser superados para no comprometer la salud de la población, mientras que si no es usado para abastecimiento debe ser considerada, dada su condición de sustancias inflamables, como generadora de riesgo de incendio y explosión en recintos cerrados tales como cocheras subterráneas, sótanos, cámaras, etc.

El objetivo en el presente trabajo es analizar la distribución y alcance de los hidrocarburos disueltos a partir de la fase libre no acuosa, tomando de ejemplo al Tolueno por ser el hidrocarburo aromático de mayor presencia en las naftas. Ese modelo de transporte podría generar argumentos que contribuyan a definir y/o optimizar, en cuanto a número y ubicación, la red de pozos de monitoreo.

UBICACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

En este trabajo se analizan dos situaciones que se encuentran en el ámbito de la ciudad de Bahía Blanca, provincia

de Buenos Aires. El primero denominado Caso 1 está ubicado en un área netamente residencial y céntrica, mientras que el Caso 2 se localiza en el sector industrial del sur de la localidad (Figura 1). Los datos de campo evaluados fueron suministrados por la Municipalidad de Bahía Blanca.

CARACTERÍSTICAS HIDROGEOLÓGICAS

El acuífero freático subyacente a la localidad de Bahía Blanca se caracteriza por presentar diferentes condiciones hidrogeológicas dada las importantes variaciones formacionales del subsuelo. En principio se destacan los "sedimentos pampeanos" (loess) que se encuentran ampliamente distribuidos en toda la región en posición aflorante o subaflorante y conforman el acuífero libre de la zona Norte y Este de la ciudad. Están compuestos principalmente por arenas finas y arenas limo arcillosas cementadas por carbonato de calcio, presentando comunes zonas de entoscamiento que la tipifican. Presenta frecuentes anisotropías hidrolíticas locales dando lugar a una alternancia de niveles acuíferos-acuitados que desde el punto de vista hidrogeológico regional, se comportan como un solo sistema de transmisión de agua más o menos homogéneo, pobremente acuífero o acuitado. La permeabilidad no sobrepasaría los 0,5 m/d pero localmente podrían alcanzar máximos del orden de 5 a 10 m/d (Sala, 1975).

Sobre la margen derecha del A° Napostá y hasta aproximadamente la cota de 10 m.s.n.m., por debajo de un suelo somero y sobre los sedimentos pampeanos, existe un conjunto de sedimentos cuya potencia puede alcanzar hasta los 10 metros y que corresponderían a la Formación Bahía Blanca, edad Holoceno (Fidalgo, 1983) y de características acuíferas. Se trata de arenas medianas a finas calcáreas, friables y sin estratificación que alternan con arenas gruesas y gravas con rodados angulosos de cuarcitas y conchillas de moluscos continentales.

Las arenas fluviales con rodados de cuarcitas se adjudican a antiguas llanuras de inundación de los A° Napostá Grande y Maldonado. A pesar de la heterogeneidad litológica de la unidad, desde el punto de vista hidrogeológico, todo el conjunto se comporta como un acuífero somero de buena permeabilidad con caudales específicos variables entre 0,5 y 5 m³/h por metro de depresión. La profundidad del nivel freático en el área de Bahía Blanca, se ubica entre los 3 y 5 metros dependiendo de la estación del año y de la alternancia anual de los ciclos pluviométricos.

Hacia la costa y por debajo de la cota de 10 m.s.n.m. aproximadamente, sobre los sedimentos pampeanos yace, en discordancia erosiva, el nivel arenoso marino, innominado, de

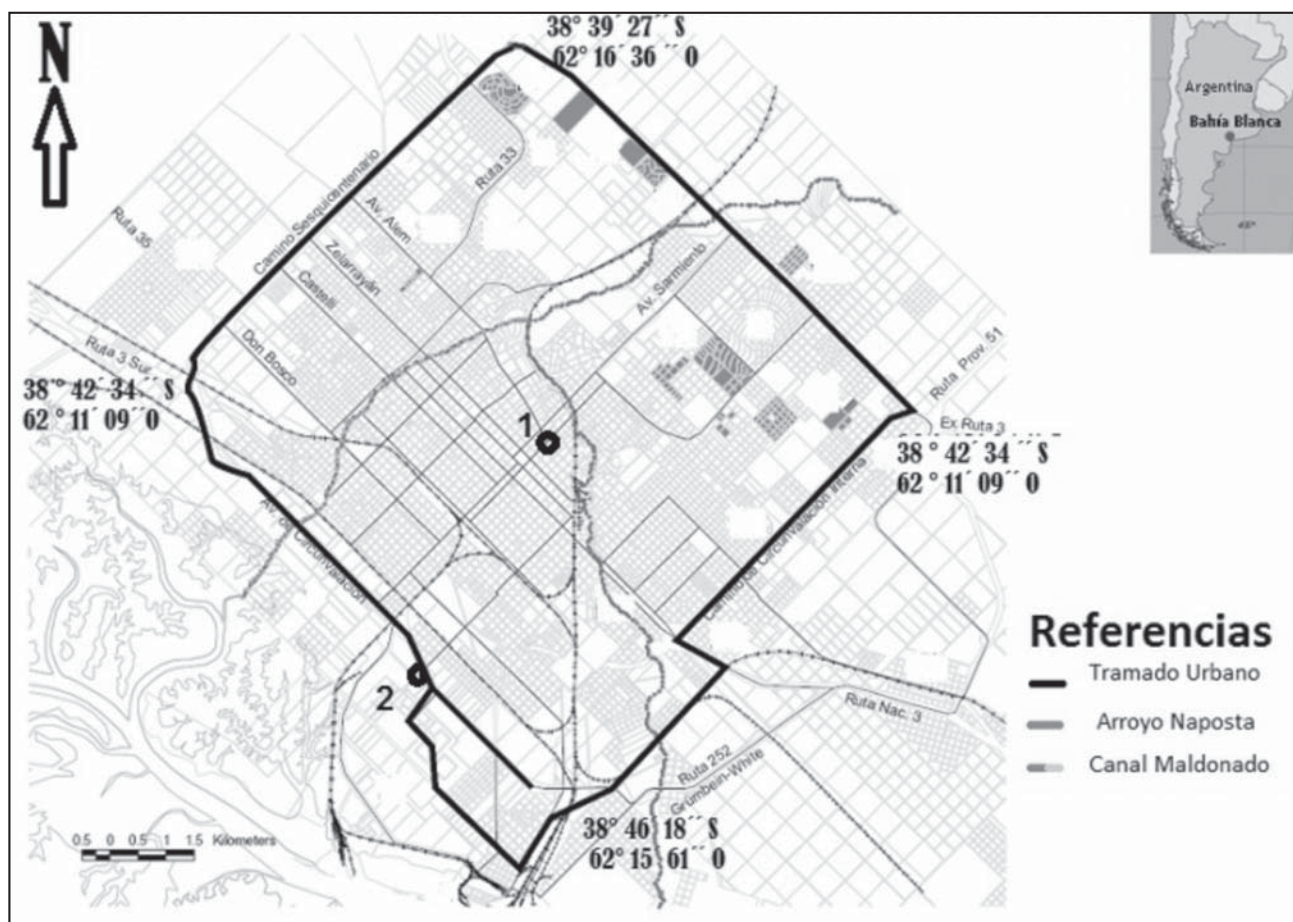


Figura 1. Ubicación de los sitios de estudio.

edad pleistocena (Chaar et al., 1992; Lafont, 2009). Este nivel está constituido por arenas de playa, a veces sueltas y limos arenosos subordinados, cementados por carbonato de calcio y se caracteriza por presentar abundantes restos de conchillas. Hacia el norte, se acuña sobre los sedimentos pampeanos y hacia el sur continúa por debajo de la Fm Maldonado. Estos sedimentos poseen, en su conjunto, buena permeabilidad y alojan al acuífero freático del sector, el cual se encuentra a escasa profundidad (1 a 3 metros).

En el área costera, este nivel se halla cubierto por una secuencia, de hasta 15-20 metros de espesor, de arena mediana a fina gris oscura, a veces suelta, que pasa transicionalmente en los términos superiores, a limos arenosos y a arcillas limosas de origen marino. Estos corresponden a la ya descrita Formación Maldonado, de edad Pleistoceno superior-Holoceno (Fidalgo, 1983), la que conjuntamente con el nivel marino antes descrito y a la porción superior de los sedimentos pampeanos, contienen al acuífero libre costero.

MARCO TEÓRICO

Al producirse una pérdida o un derrame, los hidrocarburos comienzan a migrar, a través de la zona no saturada (ZNS), principalmente debido a las fuerzas de gravedad. Además intervienen en el proceso los efectos capilares del terreno poroso, la porosidad, la permeabilidad y parámetros como la densidad y la viscosidad de los hidrocarburos.

Newell et al. (1995) definieron cuatro fases en los que los constituyentes de hidrocarburos livianos pueden encontrarse en el subsuelo: 1) Fase aire-vapor en el espacio poral; 2) Fase acuosa, disuelta en agua; 3) Fase líquida, hidrocarburos en fase libre o móvil; 4) Fase adsorbida en el subsuelo o saturación residual. Al llegar a la zona saturada y encontrarse dos fases fluidas no miscibles entre sí, agua y combustible, esta última por presentar una densidad menor se desplaza por sobre el agua constituyendo la fase libre no acuosa (FLNA). El desplazamiento de la FLNA a través de la franja capilar es complejo debido a la competencia entre las fases (aire-agua-combustible) y genera condiciones propicias para incrementar la disolución de los hidrocarburos (Dobson et al., 2007). El modo de transporte y destino de los hidrocarburos, además de los parámetros antes mencionados, está dado por parámetros fisicoquímicos como: la solubilidad, el coeficiente de partición octanol-agua Kow, el coeficiente de distribución Kd, coeficiente de distribución aire-agua Kaw que depende de la constante de Henry y la presión de vapor que a su vez están relacionadas con el peso molecular (Lovanh et al., 2000). El coeficiente de partición octanol-agua indica el grado de lipoafinidad e hidrofobicidad de un compuesto, es decir señala el potencial de incorporación a los tejidos vivos (Green y Karickhoff, 1990).

Otro parámetro importante es el factor de retardo (R) que describe el grado en que los contaminantes disueltos pueden ser retrasados por la adsorción a la matriz del acuífero. El grado de retraso depende tanto de las propiedades de los

compuestos contaminantes como las del acuífero. El factor de retardo representa la relación entre la velocidad real del agua subterránea (v) y la velocidad promedio de un contaminante que migra (v_c) (Freeze y Cherry, 1979). El factor R depende del coeficiente de partición, la densidad aparente del sedimento acuífero (ρ_a) y la porosidad eficaz (n_e) y suponiendo equilibrio lineal local para la adsorción está dado por:

$$R = \frac{v}{v_c} = 1 + \frac{\rho_a K_d}{n_e} \quad (1)$$

Se debe recordar que R para un contaminante disuelto caracteriza el flujo advectivo de la línea de isoconcentración correspondiente al 50% ($C/C_0 = 0,5$, donde C_0 : concentración inicial y C : concentración a una distancia transcurrido un tiempo) de la concentración de una fuente constante (Figura 2), es decir el centro de masa de una pluma contaminante que se mueve sometida al proceso de adsorción (Freeze y Cherry, 1979). Debido a que algunas moléculas contaminantes migran más allá de esta posición debido a la dispersión, la primera aparición de un contaminante en bajas concentraciones, en algún pozo de monitoreo aguas abajo, tendrá lugar antes que el tiempo señalado por v_c .

La adsorción es el proceso más importante que afecta el transporte de los hidrocarburos en el ambiente subterráneo y es considerada, para un contaminante orgánico no polar, un proceso de equilibrio-partición entre la fase acuosa y el medio poroso. Cuando la concentración del soluto es baja (o menor que la mitad de la solubilidad), la partición puede describirse usando la isoterma lineal, donde la concentración sorbida (C_s) es una función de la concentración acuosa (C_e) es decir $K_d = C_s/C_e$ (cm^3/gr). Depende en gran medida del contenido de arcillas y/o materia orgánica de la fracción sólida y puede ser determinada en el laboratorio a través de ensayos batch. Los datos de la concentración en la fase acuosa versus la cantidad sorbida en la fase sólida se representan gráficamente (Chin et al., 1988).

El mecanismo primario de la adsorción mecánica es la formación de un enlace hidrofóbico entre un contaminante y la materia orgánica natural asociada al acuífero. Por lo tanto, la adsorción de una sustancia específica se puede estimar del contenido de carbono orgánico en los materiales del acuífero (f_{oc}) y una constante de proporcionalidad característica de la sustancia química (k_{oc}), $K_d = k_{oc} \cdot f_{oc}$ si el contenido orgánico es suficientemente alto ($f_{oc} > 0,001$) (Karickhoff, 1984). Cuanto mayor es k_{oc} mayor es el grado de afinidad con la fracción de carbono orgánica del suelo (ASTM, 1998).

El movimiento advectivo de un contaminante que se mueve en el acuífero es descrito matemáticamente por la dirección y la magnitud de la velocidad del centro de la masa disuelta. Las condiciones naturales: tortuosidad del medio poroso, heterogeneidades litológicas etc., generan para diferentes escalas un proceso de mezcla que en términos de transporte se denomina dispersión, y es tratado comúnmente como un proceso expresado por la primera ley de Fick. La tortuosidad provoca una mezcla y resulta en el transporte de la sustancia desde zonas de mayor concentración a zonas de menor concentración.

Una solución analítica a la ecuación de transporte considerando además el factor de retardo es la ecuación de advección-dispersión para una fuente continua, que se conoce como ecuación de Ogata-Banks (Freeze y Cherry, 1979).

$$C(x, t) = \frac{C_0}{2} \left[\text{erfc} \left(\frac{Rx - vt}{2\sqrt{R\alpha_1 vt}} \right) \right] \quad (2)$$

Esta ecuación permite calcular la concentración de una sustancia a una distancia (x) en un tiempo (t). Está en función del factor de retardo (R) y de la dispersividad longitudinal (α_l), si se considerara solo una dimensión. La dispersividad es escala dependiente, aumenta con la distancia, así $\alpha_l = 0,1 \cdot x$ (10% de la distancia recorrida) (Gelhar et al. 1992). El argumento de la función de error complementario (erfc), que aparece en la ecuación de advección-dispersión, es una función tabulada, por lo que gráficos o tablas entregan directamente los valores numéricos. Más allá del frente advectivo, donde $x \gg vt$, el argumento es positivo y tiende a infinito, por lo que $\text{erfc}(\infty) = 0$ y, de la

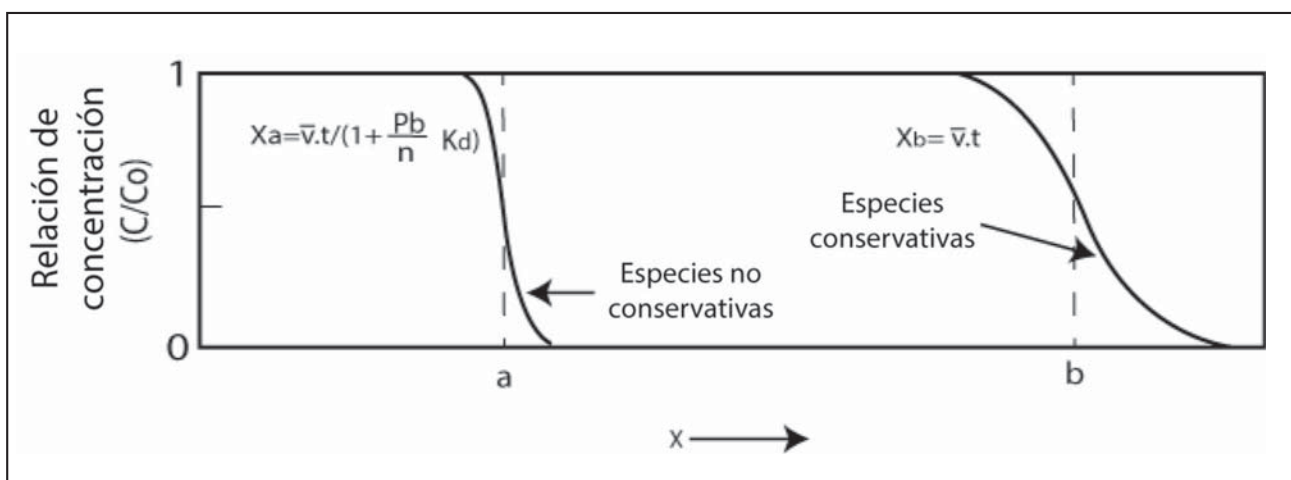


Figura 2. Frente de avance de un soluto no adsorbido (conservativo) y otro adsorbido (no conservativo) a través de una columna de material poroso (Fuente: Freeze y Cherry, 1979).

ecuación (2) $C = 0$. En otras palabras, el punto de observación se encuentra tan lejano de la zona de dispersión que no se ha generado mezcla y solo se observa la concentración original del agua subterránea. Es decir que el modelo de transporte que se aplicará a los dos casos incluirá el retardo R y la dispersividad longitudinal α_L .

DESARROLLO Y RESULTADOS

Los estudios de adsorción pueden llevarse a cabo mediante experimentos denominados en batch (por lotes). Se basan en la agitación de una disolución acuosa conteniendo el hidrocarburo, con una cantidad determinada de suelo y luego de un tiempo, durante el cual se supone que se alcanza el equilibrio, se determina la concentración del hidrocarburo en el líquido sobrenadante (C_e), considerando que la diferencia entre ésta y la concentración inicial es la cantidad de hidrocarburo adsorbido en el suelo (C_s). Con los datos experimentales obtenidos, se puede calcular el K_d (cm^3/gr). Estas experiencias suelen presentar complicaciones sobre todo cuando se trata de compuestos orgánicos volátiles. En laboratorio se alcanzaron algunos resultados para las formaciones Maldonado y Pampiano que arrojaron unos K_d de 2,5 y 4,4 respectivamente. En ambos casos los valores ploteados presentaron un cierto grado de curvatura lo que podría indicar un mejor ajuste a la isoterma de Freundlich. Sin embargo, para el rango de concentraciones ensayadas, muy inferior a su solubilidad 526 mg/l (Saval et al., 2004), podría aplicarse, en general, el valor de las isotermas lineales. Por las dificultades observadas su aplicación directa es dudosa, razón por la cual se plantea una medida alternativa para su valoración.

Existen numerosas fuentes con valores tabulados de los coeficientes K_{ow} y k_{oc} y relaciones matemáticas entre los mismos y el K_d , para llegar a ello es necesario la aplicación del foc (Tabla 1).

Tabla 1. Características físicas y contenido de carbono orgánico

Formación	f_{oc}	% arcilla	% limo	% arena
Maldonado	0,0052	10	8	82
Pampiano	0,0088	22	46	34

Una relación probada es la propuesta por Scharzenbach y Westall (1981):

$$\log k_{oc} = 0,72 (\log K_{ow}) + 0,5 \quad (3)$$

Según Saval et al. (2004) para el tolueno corresponde $\log K_{ow} = 2,8$, por lo tanto aplicando la ecuación (3) $k_{oc} = 328$ (cm^3/gr).

Caso 1

En este sitio los sedimentos atravesados corresponden a un ambiente fluvial, que corresponderían a la Formación Bahía Blanca (Fidalgo, 1983), donde se han identificado numerosos paleocanales (determinados por tomografía eléctrica) de arenas con gravas, fragmentos de cuarcitas y calcáreos rodeados por sedimentos arcillosos y limos. Resulta así una significativa heterogeneidad hidráulica condicionante del transporte de solutos.

La profundidad del nivel freático promedio medido fue de 2,1 mbbp, y la dirección general del flujo subterráneo hacia el Sur (Figura 3). En el mes de septiembre de 2012 se detectó FLNA en los pozos de monitoreo instalados en los alrededores de los SAHS de la estación de servicio. A posteriori, en otros pozos construidos para delimitar el alcance de la FLNA, se la identificó en la dirección del flujo subterráneo hasta una distancia de 40 metros (PM 2) de la estación de servicio. Es decir que la afectación en el subsuelo, excedió los límites del predio donde se desarrolla la actividad.

Desde la primera detección, que tuvo lugar en los pozos PAD 8 y PAD 13, se ejecutaron más perforaciones a fin de delimitar el alcance de la FLNA y poder establecer medidas tendientes a su extracción. Hacia septiembre de 2013 en la mayoría de los pozos se había detectado FLNA en espesores relativos muy variables, desde 1 cm (PM 4, PADp 4, PADp 5) hasta 58 cm (PAD 15). No se detectó FLNA en los pozos PM 1, PM 3, PM 5, PM 6, PM 7, y PAD 12A.

Mediante un equipo váctor móvil se extrajeron, desde las perforaciones que acusaron presencia de FLNA, diversas cantidades de combustible que totalizaron los 1.240 litros. Por ejemplo del PM 2 se extrajeron 13,5 litros entre junio 2013 a marzo 2014. Como en el PM 7 no se detectó FLNA se decidió aplicar el modelo de transporte por dispersión para determinar si el combustible solo había alcanzado el PM 2 o se encontraba más allá según el gradiente hidráulico. Los fundamentos matemáticos y físicos del modelo se adaptan pues ambos pozos están localizados en un paleocanal (Figura 3). El PM 7 se encuentra a 11 metros de distancia aguas abajo y se ha detectado solo hidrocarburos disueltos, entre ellos Tolueno.

Hidrogeológicamente ese sector se caracteriza por presentar una permeabilidad medida de 1 m/d, un gradiente hidráulico promedio $i = 0,01$ y una porosidad eficaz $n_e = 0,20$. Dichos parámetros determinan una velocidad real del flujo subterráneo de $v = 0,05$ m/d. Luego, considerando el contenido de carbono orgánico $f_{oc} = 0,005$ (Tabla 1) se obtiene un coeficiente de distribución $K_d = 1,64$ y aplicando (1) para una densidad aparente $\rho_a = 1,4$ gr/cm^3 resulta $R = 12,48$. Es decir la velocidad media de la curva de isoconcentración de 50% del tolueno ($C/C_0 = 0,5$) sería $V_c = 0,004$ cm/d. De esta manera, considerando el tiempo transcurrido, desde la aparición de la FLNA en PM 2 (junio 2013) hasta la aparición de los compuestos disueltos, 0,22 mg/l, en el PM 7 (mayo de 2014), de aproximadamente unos 330 días, la misma se encontraría a 1,32 m de distancia del PM 2.

Aún aplicando una dispersividad longitudinal $\alpha_L = 1$ m, valor elevado para esas distancias (Lovanh et al., 2000) de la ecuación (2) resulta que en el pozo PM 7 no se debería haber detectado tolueno en fase disuelta. Por lo tanto la FLNA, fuente continua de tolueno en solución, debería encontrarse a una distancia de 4 metros del PM 7 (Figura 4).

Caso 2

Los sedimentos identificados en el área corresponden a arenas y limos arenosos friables, en la base algo calcáreos. La profundidad media del nivel freático es de 1,27 m y la dirección general del flujo subterráneo es sur (Figura 5). En este sitio, para el mes de mayo de 2012, no se había registrado FLNA en ninguno de los pozos de monitoreo aunque sí tolueno, salvo en el PM 5 y PM 6 (este último al NE del PM 4 y fuera del área representada en la figura). Las concentraciones fueron muy variables, desde 21,7 mg/l en PM 1, hasta 0,03 mg/l en PM 4.

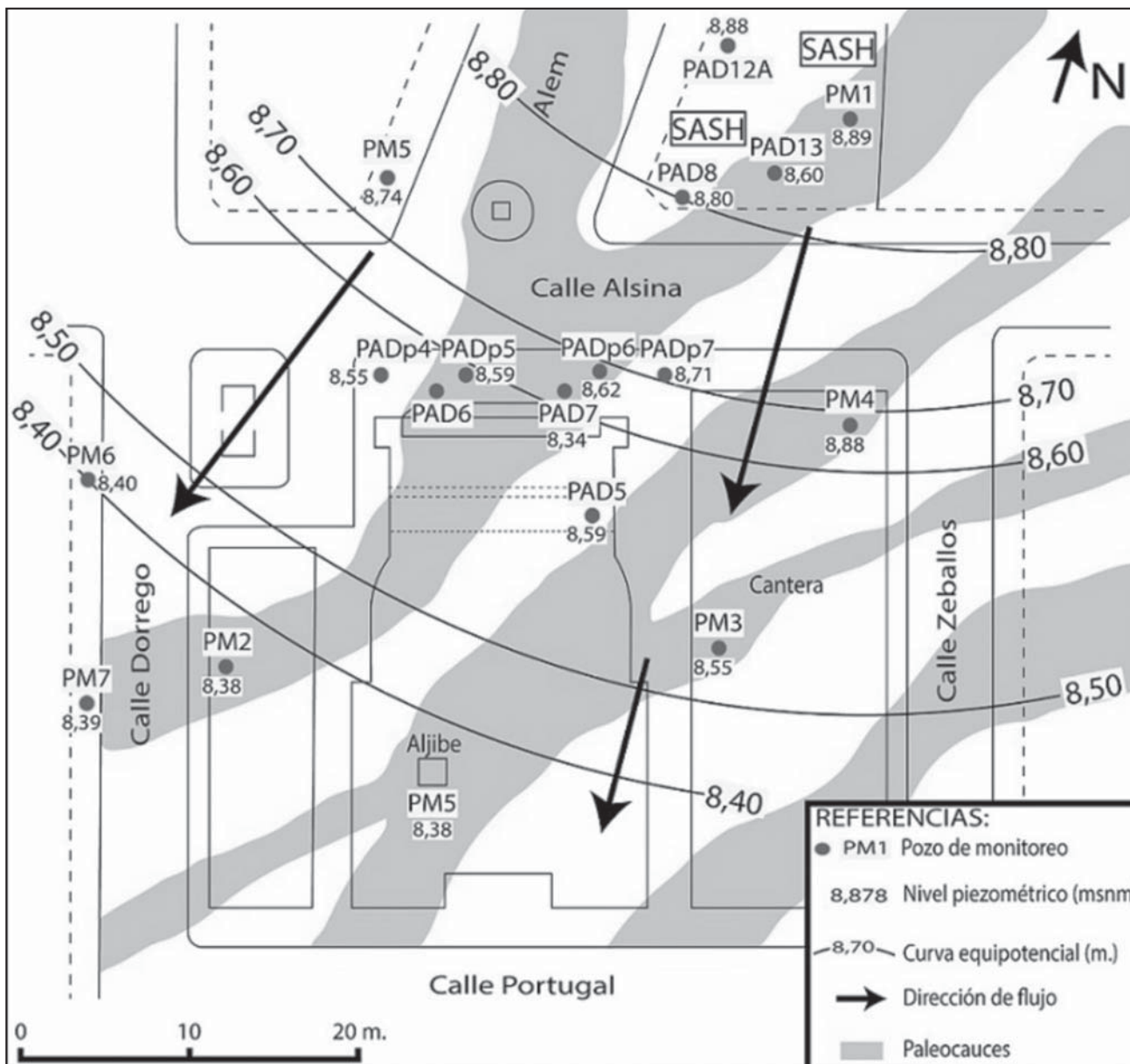


Figura 3. Dirección de flujo subterráneo.

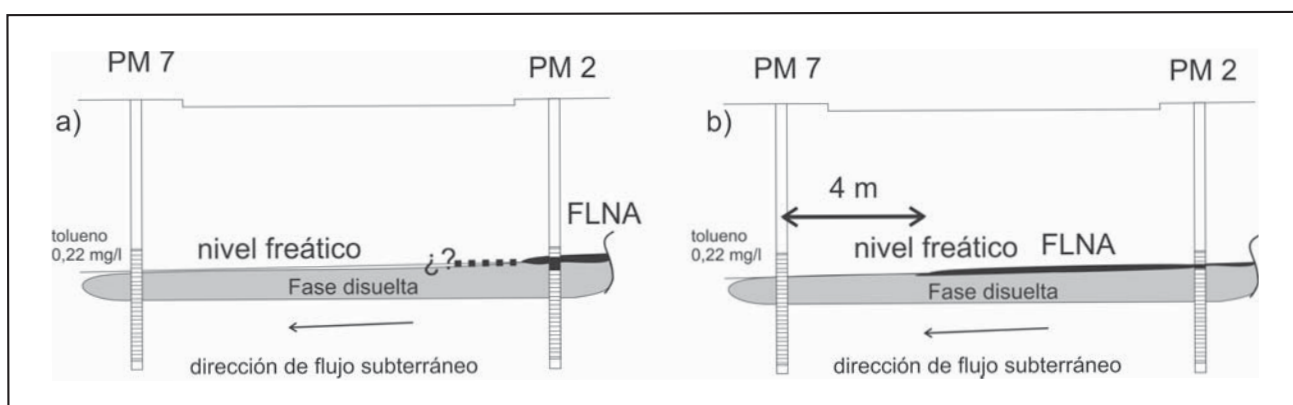


Figura 4. Situación inferida originalmente (a) y la estimada al aplicar el concepto de flujo dispersivo (b).

A diferencia del caso 1, el área afectada está comprendida dentro del perímetro de la empresa comercializadora de combustible. A los efectos de la elaboración de un modelo hipotético de transporte los puntos de aporte o fuentes de producto disuelto pueden ser más numerosos y podrían comprender: FLNA sobrenadante en el acuífero, hidrocarburos en saturación residual en la zona no saturada y aportes por vuelcos o derrames no registrados distribuidos de manera aleatoria.

Las detecciones de FLNA tuvieron lugar en los pozos PM 2, PM 4 y PM 11 que corresponden al sector de despacho de diesel ubicado al oeste del predio. Los pozos en donde se detectaron concentraciones de combustible disuelto y entre ellos tolueno fueron todos menos el PM 5 y PM 6.

En este caso, para la elaboración del modelo de transporte, se evalúa zona de pérdidas de combustibles el sector de despacho de naftas que genera una FLNA a partir de la cual se disuelven los hidrocarburos. Se toma como referencia el PM 9 que está ubicado a unos 15 metros aguas abajo según el flujo subterráneo en donde solo se comprobó fase disuelta (Figura 5). Hay que destacar que en el PM 3, próximo al despacho de naftas, solo se detectó producto disuelto.

Esta zona presenta un gradiente hidráulico promedio de $i = 0,005$, una permeabilidad determinada de 1 m/d y una

porosidad eficaz $n_e = 0,20$. Estos parámetros arrojan una velocidad real del flujo subterráneo $v = 0,025$ m/d. Luego, considerando un contenido de carbono orgánico $f_{oc} = 0,005$ se obtiene $K_d = 1,64$ y aplicando (1) con $\rho_a = 1,4$ gr/cm³ resulta $R = 12,48$. Es decir la velocidad media de la curva de isoconcentración de 50% del tolueno ($C/C_0 = 0,5$) sería $V_c = 0,002$ m/d.

Si, por ejemplo, se toma un tiempo de tránsito aproximado de 360 días, la curva $C/C_0 = 0,5$ se encontraría a 0,72 m de distancia de la fuente. De acuerdo a la ecuación (2) y si en el PM 9 se detectaron 0,13 mg/l, considerando también una dispersividad longitudinal $\alpha_l = 1$ m, resulta que la fuente de FLNA debería encontrarse a 2,8 m de distancia de dicha concentración (Figura 6).

Los resultados indican que pudieron haber existido al menos dos fuentes de FLNA: pérdidas o filtraciones desde superficie y/o roturas de los SASH (Figura 6b). Las primeras, aunque no hayan alcanzado la capa freática, contribuyen por lixiviación de los hidrocarburos solubles por parte del agua infiltrada al entrar en contacto con la fracción retenida como saturación residual. Las originadas a partir de pérdidas directas de los SASH podrían haber provocado la migración de la FLNA a través de vías preferenciales, cambios texturales en el sedimento acuífero, por sectores próximos al PM 3, que hayan permitido su desplazamiento hasta proximidades del PM 9.

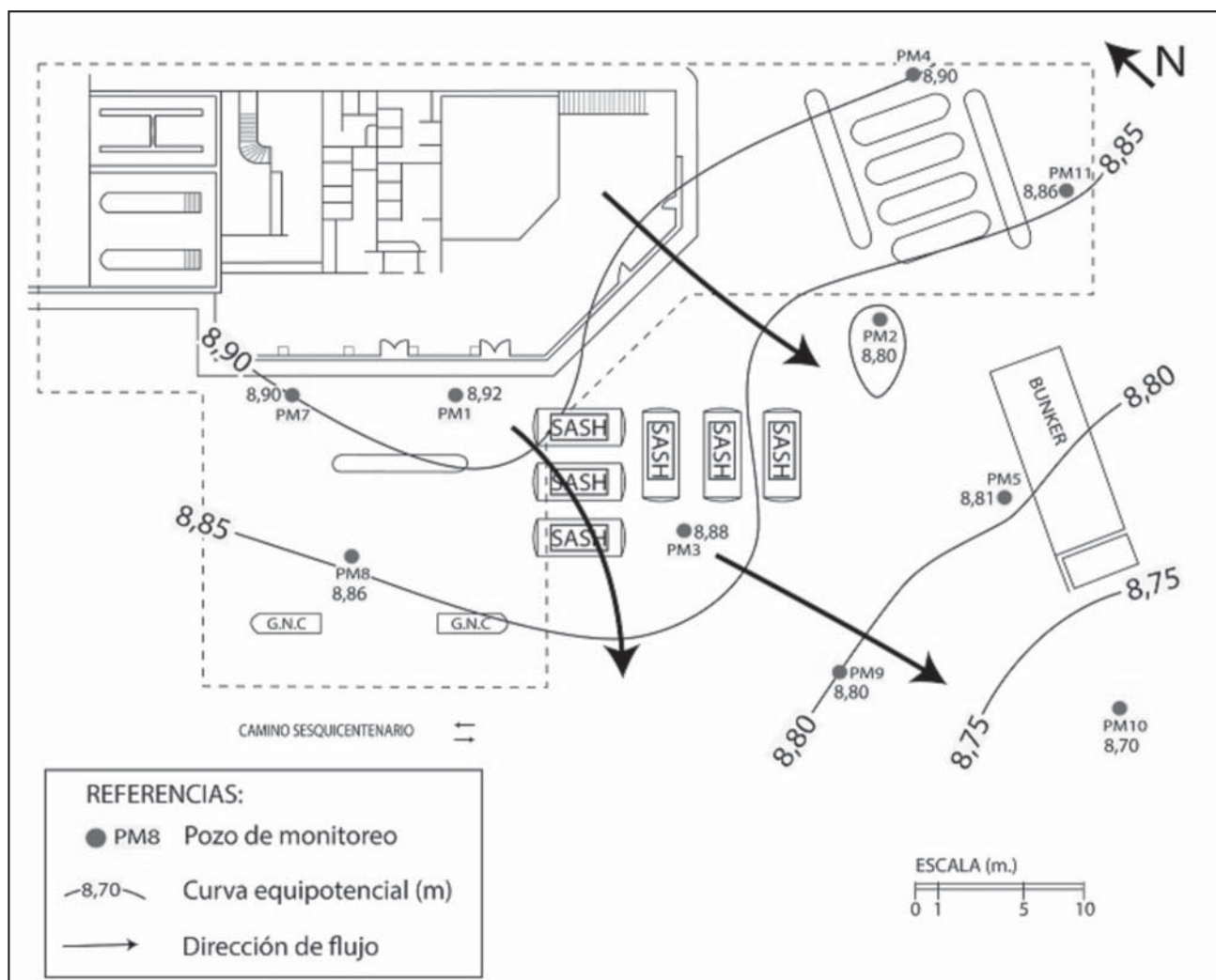


Figura 5. Dirección de flujo subterráneo.

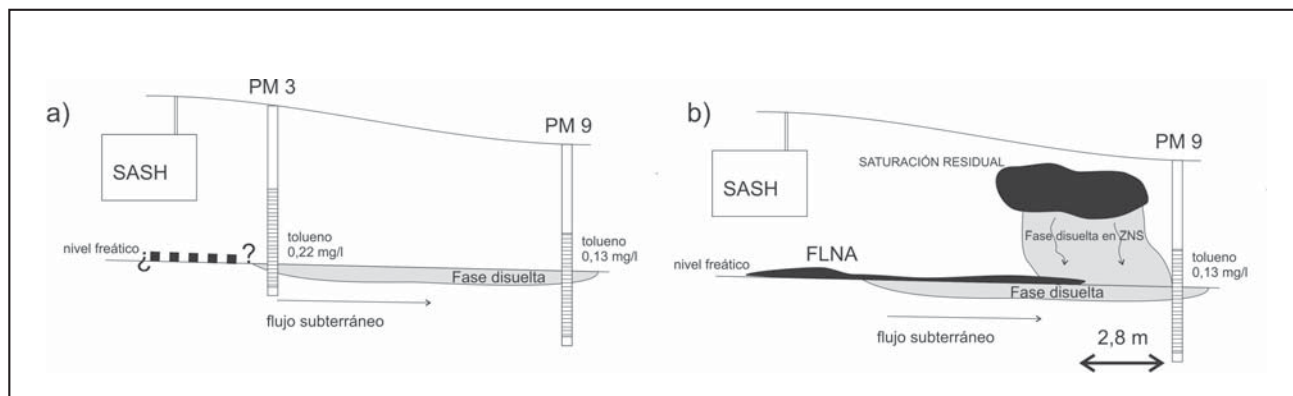


Figura 6. Situación inferida originalmente (a) y la estimada al aplicar el concepto de flujo dispersivo (b).

CONCLUSIONES

La aplicación de conceptos de dispersión en el transporte de hidrocarburos disueltos en el agua subterránea puede ser de gran utilidad al momento de evaluar el alcance espacial de los mismos.

En aquellos pozos donde solo se ha determinado fase disuelta, en este caso tolueno como indicador, se comprobó que

la FLNA, fuente de dichos productos, ocuparía un área superior a la determinada físicamente a través de los sondeos mecánicos.

Los resultados demuestran que el uso de estos modelos contribuye, con fundamentos criteriosos, en la planificación de un programa de ampliación de una red de pozos de monitoreo.

TRABAJOS CITADOS EN EL TEXTO

ASTM, 1998.

Annual Book of ASTM Standards: Standard Guide for Remediation of Ground Water by Natural Attenuation at Petroleum Release Sites (Designation: E 1943-98).

American Society for Testing and Materials, West Conshohocken, PA, 11.04: 875-917.

CHAAR, E, FARINATI, E., ALIOTTA, S. Y TASSONE, A., 1992.

Pleistoceno marino al sur de la ciudad de Bahía Blanca.

Terceras Jornadas Geológicas Bonaerenses. Actas, 59-62. La Plata, Argentina.

CHIN, Y.P., PEVEN, C.S. Y WEBER, JR. W.J., 1988.

Estimating Soil/Sediment Partition Coefficients For Organic Compounds By High Performance Reverse Phase Liquid Chromatography.

Water Resources. (2):7, 873-881.

DOBSON, R., SCHROTH, M.H. AND ZEYER, S., 2007.

Effect of water-table fluctuation on dissolution and biodegradation of a multi-component, light nonaqueous-phase liquid.

Journal of Contaminant Hydrology. 94 235-248

FIDALGO, E, 1983.

Geología y geomorfología del área White-Cerri y los alrededores de Bahía Blanca.

Comisión Estudio Suelos White-Cerri. MOP de la provincia de Bs. As. Informe Final (Inédito) La Plata.

FREEZE, R.A. Y CHERRY, J.A., 1979.

Groundwater.

Prentice Hall Inc. 604p.

GELHAR, L. W., WELTY, C. AND REHFELDT, K. R., 1992.

"A Critical Review of Data on Field-Scale Dispersion in Aquifers".

Water Resources Research 28 (7): 1955-1974.

GREEN, R.E. Y KARICKHOFF, S.W., 1990.

Sorption estimates for modeling.

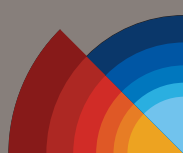
In: The soil environment, SSSA Book Series, nº 2, Soil Science Society of America, Madison, 79-101.

KARICKHOFF, S.W., 1984.

Organic pollutant sorption in aquatic systems.

Journal of Hydraulic Engineering. 110 (6), 707-735.

- LAFONT, D., 2009.
Identificación y caracterización de contaminantes metálicos en el acuífero costero del área industrial de Bahía Blanca.
Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Sur. Inédita. 137 pp y Anexos.
- LESSER, J.M., 1995.
Prospección de Contaminación de Acuíferos por Hidrocarburos.
Revista del Colegio de Ingenieros Geólogos de México. Vol. 1, Núm. 6, 5-8.
- LEXOW, C., 1994.
Las Estaciones de Servicio como fuentes de Contaminación del Agua Subterránea.
Revista Museo de Ciencias, Año II (3): 4-8. Bahía Blanca.
- LOVANH, N., ZHANG, Y.K, RICHARD, C., HEATHCOTE, R.C. Y ALVAREZ, P.J.J., 2000.
Guidelines to Determine Site-Specific Parameters for Modeling the Fate and Transport of Monoaromatic Hydrocarbons in Groundwater.
IOWA Comprehensive Petroleum Underground Storage Tank Fund Board. 55 pp.
- NEWELL, C. J., ACREE, S. D., ROSS, R. R. Y HULIN, S. G., 1995.
Light Non-Aqueous Phase Liquids.
EPA Ground Water Issue, EPA/540/S-95/500. 28 pp.
- SALA, J. M., 1975.
Recursos hídricos de la provincia de Buenos Aires, especial mención de las aguas subterráneas.
VI Congreso Geológico Argentino. Bahía Blanca, Relatorio: 169-193.
- SAVAL, S., GUERRERO, F., LESSER, J.M. Y NIETO, J.M., 2004.
Contaminación de acuíferos con hidrocarburos: causas, efectos, riesgos asociados y medidas de prevención.
En: El Agua en México vista desde la Academia. Academia Mexicana de Ciencias. México D.F., 403 pp.
- SCHWARZENBACH, R.P., WESTALL, J., 1981.
Transport of nonpolar organic compounds from surface water to groundwater.
Laboratory sorption studies. Environmental Science and Technology. 15 (11): 1360-1367.



ASAGAI

ASOCIACIÓN ARGENTINA
DE GEOLOGÍA APLICADA
A LA INGENIERÍA

Relleno de playa en Honu Beach (Mar del Plata, Argentina)

Bértola, Germán R. - del Río, J. Luis - Farenga, Marcelo

Ensayo de un sistema de indicadores sincrónico y diacrónico para la determinación de calidad ambiental en playas turísticas de la costa atlántica bonaerense

del Río, J. L. - Patat, L. - Lucero, M. - Zamora, A. - Moschione, E. - Bó, M.J. - Camino, M. - López de Armentia, A. - Farenga, M.

Características morfométricas y morfodinámicas de una cuenca hidrográfica de llanura

Calvi, Carolina - Dapeña, Cristina - Massone, Héctor - Martínez, Daniel

Identificación y cuantificación de la carga contaminante al acuífero freático en la localidad de Monte Hermoso

Lexow, Claudio - Di Martino, Claudina - Lafont, Daniela - Albouy, René - Marcos, Angel

Propuesta para el estudio comparativo del recurso hídrico subterráneo. Ejemplo de caso: cuencas de los arroyos Langueyú y Del Azul

*Barranquero, Rosario Soledad - Varni, Marcelo Raúl - Pardo, Rafael - Vega, Marisol - Zabala, María Emilia
Ruiz de Galarreta, Víctor Alejandro*

Riesgo hídrico poblacional a la contaminación por efluentes urbanos en Misiones

Páez Campos, Hugo Ramiro - Dornes, Pablo Fernando

Dispersión de hidrocarburos disueltos en el acuífero freático a partir de la fase libre no acuosa

Lexow, Claudio - Pera Vallejos, Guillermo - Tonelli, Stella - Carrica, Jorge

Caracterización geoelectrónica, hidrodinámica e hidroquímica del acuífero pampeano y su relación con el arroyo Pergamino, provincia de Buenos Aires

Ruiz, María Soledad - Perdomo, Santiago - Patricia Calahorra, Fuertes - Jerónimo Ainchil - Villarreal, Julio

Portada: Desarrollo de playas en la Reserva Ecológica Costanera Sur. Fotografía Rubén A. López y Silvia C. Marcomini.

**Revista de Geología
Aplicada a la Ingeniería
y al Ambiente**

