

SOCIEDAD CHILENA DE INGENIERÍA HIDRÁULICA

XIV CONGRESO CHILENO DE HIDRÁULICA

ESTUDIO NATURAL DE CONTAMINANTES EN AGUAS SUBTERRÁNEAS. DETERMINACION DE ZONA DE IMPACTO

CARLOS ESPINOZA¹

HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

Se presentan algunos resultados preliminares de un proyecto FONDECYT que tiene como objetivo principal el estudio simplificado de un proyecto de este tipo. El estudio principal es ilustrar el proceso de atenuación natural de contaminantes transportados por el agua subterránea y definir en forma preliminar la zona de impacto de los posibles usos del recurso subterráneo. Este análisis incluye aspectos teóricos sobre el proceso de transporte de contaminantes en medios porosos saturados, el estudio del efecto de la variabilidad natural de las formaciones acuíferas y la zona de autopurificación o de atenuación natural.

¹ Académico División de Recursos Hídricos y Medio Ambiente, Departamento de Ingeniería de Recursos Hídricos, Universidad de Chile. E-mail: espinoza@cree.uchile.cl

Hidráulica Fluvial y Marítima

157 Análisis hidrodinámico de la transición de flujo turbulento en canales de sección variable. M. J. García y J. E. Hinojosa

169 Análisis hidrodinámico de la transición de flujo turbulento en canales de sección variable. M. J. García y J. E. Hinojosa

181 Caracterización hidrodinámica fluvial del río Mapocho. J. E. Hinojosa y J. Stowman

191 Socavación general con acortamiento. J. Stowman, P. Karaman y C. Sotomayor

205 Procesos turbulentos intermitentes en la transición río- canal. R. Fernández, R. López y J. Bar

215 Obras Hidráulicas. V. Cuevas y J. Cuevas

227 Metodología para el análisis de series de tiempo de tormentas intensas en la provincia de Córdoba. G. Caamaño, M. Dasso y M. García

249 Análisis de la variabilidad del caudal en el río Matapel. J. Stowman y J. C. Cordero

259 Análisis de series de tiempo de crecidas en cuencas de la Cordillera de la Cruz. J. Stowman, J. Vargas, O. Link y C. Kyonen

269 Estimación del caudal en cuencas de régimen hídrico. J. Stowman y J. Hinojosa

271 Análisis de la incertidumbre en la determinación del riesgo hidrológico de una zona. F. Harambour y X. Vargas

277 Hidráulica Ambiental y Mecánica de Fluidos

289 Comportamiento de la generación de ondas de choque en un flujo de agua turbulenta. J. Hinojosa, Y. Niño, R. Musalem y J. Reyes

297 Decremento espacial de la turbulencia isotrópica mediante el método de Taylor. C. Stowman

309 Transporte de sedimentos en Chile. C. Stowman

317 Modelación de la turbulencia en canales de sección variable. J. Hinojosa, G. Caamaño, I. Chini, G. Caamaño, I. Bernasconi, A. Díaz, G. Moya, G. Hinojosa, M. Pérez y M. Orso

305 Comportamiento hidrodinámico de un estuario turbulento. J. Hinojosa, J. Reyes y E. Vargas

311 Validación de las precipitaciones en la cordillera de la zona centro-sur de Chile. J. Stowman

329 Estructura turbulenta de un flujo generado por microscopos. J. Pérez y A. Stowman

339 Uso de Wavelets para la modelación de caudales. X. Vargas y C. Núñez

341 Modelación de mareas turbulentas en un tipo estuario usando imágenes de video. J. Hinojosa, Y. Niño, C. Alfaro, J. Reyes y R. Cordero

**ATENUACION NATURAL DE CONTAMINANTES EN AGUAS SUBTERRANEAS.
DETERMINACION DE ZONA DE IMPACTO**

CARLOS ESPINOZA¹

RESUMEN

Este artículo muestra algunos resultados preliminares de un proyecto FONDECYT que está estudiando el impacto de rellenos sanitarios sobre los recursos hídricos subterráneos localizados en las cercanías de un proyecto de este tipo. En este trabajo se presenta un estudio simplificado cuyo objetivo principal es ilustrar el proceso de atenuación natural de contaminantes no conservativos transportados por el agua subterránea y definir en forma preliminar la zona de impacto para posibles usos del recurso subterráneo. Este análisis incluye aspectos teóricos relacionados con el proceso de transporte de contaminantes en medios porosos saturados, e incorpora además el estudio del efecto de la variabilidad natural de las formaciones acuíferas sobre la extensión de la zona de autopurificación o de atenuación natural.

¹ Ingeniero Civil, Ph.D., Académico División de Recursos Hídricos y Medio Ambiente, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile, espinoza@cec.uchile.cl

INTRODUCCION

Desde tiempos muy antiguos la disposición de residuos sólidos en basureros abiertos fue la práctica habitual para muchas ciudades. El entierro de la basura redujo estos problemas, pero la mejora más importante se produjo con la compactación de las basuras en estratos y cubriéndolas con tierra al final de la operación del día. Este método, denominado **relleno sanitario**, fue usado por primera vez en California en 1934. La primera experiencia chilena en este ámbito se remonta al año 1977 cuando el basurero de La Feria, Santiago, fue transformado en un relleno sanitario. A pesar de la amplia utilización de rellenos sanitarios en diversas ciudades de nuestro país la instalación de estos sistemas de disposición de residuos sólidos domiciliarios es aún motivo de largos debates y conflictos acerca de los beneficios e impactos que su ubicación tiene sobre el medio ambiente en general, y sobre las aguas subterráneas en particular.

Algunos de los problemas típicos que caracterizan un proyecto de relleno sanitario son las consideraciones estéticas, las pérdidas económicas derivadas del cambio de uso del suelo y del impacto sobre las áreas circundantes, así como los efectos ambientales del proyecto. Desde el punto de vista de contaminación de aguas, el mayor problema de un relleno sanitario es la producción de líquidos que provienen de la descomposición aeróbica de la materia orgánica presente en los residuos domiciliarios. Mientras los residuos se descomponen, los líquidos presentes en la basura así como afloramientos subterráneos y escorrentía superficial no interceptada por drenes perimetrales, se mezclan formando un líquido altamente contaminado, el que se denomina **líquido percolado**. De no mediar una adecuada protección del relleno sanitario, estos líquidos pueden acceder hasta la zona no saturada del suelo y eventualmente pueden afectar recursos de agua subterránea.

En la actualidad, el peligro de infiltración de líquidos percolados se reduce mediante la impermeabilización del fondo del relleno sanitario utilizando sellos de arcilla de espesor adecuado, a través del uso de materiales sintéticos altamente impermeables, y la mayoría de las veces a través de una combinación de ambas soluciones. Cada una de estas alternativas de impermeabilización tiene asociado un costo bastante elevado, el que se debe agregar al costo total de construir y operar el relleno sanitario durante la vida útil de éste y su posterior abandono. En muchas situaciones, el costo de protección ambiental de las aguas subterráneas puede ser un porcentaje muy alto del costo total del proyecto, con lo cual éste se encarece más allá de las posibilidades de pequeñas ciudades, las que ven impedidas sus posibilidades de utilizar este método de disposición de residuos sólidos que está internacionalmente aceptado. Este tipo de protección ambiental de tipo pasiva supone que el líquido percolado debe ser retenido completamente dentro del relleno sanitario, sin permitir su movimiento hacia la zona no saturada del suelo, y eventualmente hacia el sistema acuífero saturado.

Un elemento que ha sido dejado de lado en los aspectos técnicos del diseño de un relleno sanitario es la **capacidad de autopurificación del suelo**, la que se manifiesta en una reducción de la concentración de algunos contaminantes presentes en el líquido percolado, debido a una serie de procesos de remoción que ocurren en el suelo. Este proceso de autopurificación o **atenuación natural** deja una zona del suelo en condiciones de muy baja calidad producto de las elevadas concentraciones de los compuestos contaminantes presentes en el líquido percolado. Sin embargo, debido a los procesos de decaimiento de los contaminantes y a procesos de remoción que ocurren en el suelo, esta zona no se expande más allá de límites específicos definidos por las

condiciones climáticas (precipitación), características del suelo (conductividad hidráulica, capacidad de adsorción e intercambio iónico) y por la operación del relleno sanitario (volumen y características del líquido percolado que se genera).

Al conocer la extensión de la zona de autopurificación, y verificar que en ésta no se incluye ningún uso actual o futuro de los recursos subterráneos, o eventualmente al prohibir el uso de los recursos hídricos provenientes de dicha zona, se podría reducir en forma importante la inversión necesaria para llevar a cabo un proyecto de relleno sanitario para pequeñas localidades. En efecto, al conocer la ubicación y extensión de esta zona se puede proporcionar una adecuada protección ambiental para los recursos de aguas subterráneas de la región circundante al relleno sanitario sin el uso de costosas medidas de mitigación adicionales. En el caso de incorporarse medidas de protección adicionales para la impermeabilización de un relleno sanitario (mediante sello de arcilla o con geotextil), la existencia de la zona de autopurificación permitiría asegurar un grado de protección adicional al proyecto de relleno sanitario, lo que aumentaría sus posibilidades de ser aprobado por la autoridad ambiental respectiva.

El presente trabajo muestra algunos resultados preliminares de un proyecto FONDECYT que está estudiando el impacto de rellenos sanitarios sobre los recursos hídricos subterráneos localizados en las cercanías de un proyecto de este tipo. En este trabajo se presenta un estudio simplificado cuyo objetivo principal es ilustrar el proceso de atenuación natural de contaminantes no conservativos transportados por el agua subterránea y definir en forma preliminar la zona de exclusión de uso del recurso subterráneo. Este análisis incluye el uso de aspectos teóricos relacionados con el proceso de transporte de contaminantes en medios porosos saturados, e incorpora además el efecto de la variabilidad natural de las formaciones acuíferas sobre la extensión de la zona de autopurificación o de atenuación natural.

ASPECTOS GENERALES DEL PROBLEMA DE ATENUACION NATURAL

El conjunto de procesos que comúnmente se describen como atenuación natural tienen lugar durante el movimiento de contaminantes a través de las zonas no saturada y saturada del suelo. Los mecanismos de atenuación que afectan a los contaminantes en cada una de estas zonas son similares, pero dadas las diferencias en lo que respecta al movimiento de líquidos a través de cada una de ellas, el proceso de decaimiento de contaminantes puede ser bastante diferente en cada caso.

Entre los mecanismos de atenuación que más comúnmente se identifican para el caso de contaminantes que viajan a través del suelo (zonas saturada y no saturada) se pueden mencionar los siguientes: (1) adsorción, (2) consumo biológico, (3) intercambio iónico, (4) dilución, (5) filtración, y (6) reacciones químicas de precipitación. Cinco de los mecanismos anteriores (todos excepto dilución) tienen lugar en la zona no saturada del suelo, mientras que los seis se pueden producir a lo largo de la zona saturada del acuífero. La intensidad de los mecanismos en la zona saturada dependerá fundamentalmente de la cantidad de material fino presente en la matriz de suelo (Bagchi, 1983).

Un esquema que ilustra el proceso de atenuación natural aguas abajo de un relleno sanitario se presenta en la Figura 1. Esta figura muestra una fuente de contaminante, que infiltra verticalmente a través de la zona no saturada del suelo, y posteriormente se mueve junto con el

agua subterránea. A lo largo del acuífero, y debido a mecanismo de atenuación natural, el nivel de concentración de este contaminante disminuye, diferenciándose tres zonas específicas. La **zona principal** en la cual no existe atenuación aparente de este contaminante, una **zona activa** en la cual los mecanismos de atenuación comienzan a operar en forma efectiva, y una **zona de neutralización** en la cual se produce la dilución del contaminante que no ha sido atenuado en las etapas anteriores (Daniel, 1993).

El presente trabajo se concentra en el problema de atenuación natural que ocurre en la zona saturada del acuífero. Se considerará además que los diversos procesos de atenuación que actúan en la zona saturada se pueden modelar en forma aproximada mediante mecanismos de adsorción y de decaimiento exponencial o de primer orden. Esto último constituye una aproximación del problema real pero nos permitirá utilizar métodos de análisis simples para obtener conclusiones preliminares acerca de la eficiencia del mecanismo de atenuación natural. Uno de los métodos de análisis presentados en este trabajo es el de los momentos espaciales, el cual permite relacionar propiedades físicas del problema en estudio para evaluar las características globales de la pluma de contaminante.

ECUACIONES DE ESTADO

El escenario de modelación para este estudio considera un sistema bidimensional en el cual se produce un flujo de agua subterránea que se puede caracterizar a través de una velocidad constante, v . Las direcciones principales de dispersión coinciden con los ejes coordenados x e y . El contaminante en estudio es adsorbido por la matriz de suelo, la que para todos los efectos prácticos es de características homogéneas. Finalmente, el contaminante presente en las fases disuelta y adsorbida decae a una tasa de primer orden. Esta última hipótesis considera que todos los procesos de atenuación natural se pueden concentrar en este único mecanismo. Un esquema simplificado que ilustra este problema se presenta en la Figura 2.

Al considerar las hipótesis y consideraciones anteriores se puede plantear un balance de masas en un volumen de control infinitesimal, el que permite escribir la siguiente ecuación diferencial para el transporte y decaimiento de un contaminante a través de la zona saturada de un acuífero:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\rho_b}{n} \cdot \frac{\partial S}{\partial t} = D_L \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_T \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - v \cdot \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda \cdot C - \lambda \cdot \frac{\rho_b}{n} \cdot S \quad (1)$$

en donde C y S son la concentración del contaminante en la fase disuelta (M/V) y adsorbida (M/M), respectivamente, ρ_b es la densidad de la matriz de suelo (M/V), n es la porosidad del medio permeable, D_L y D_T son las componentes del tensor dispersión en las direcciones longitudinal y transversal (L²/T), respectivamente, v es la velocidad del agua subterránea (L/T), y λ es la tasa de decaimiento de primer orden (1/T). Finalmente, x e y son los ejes coordenados (L) y t es el tiempo (T). Si suponemos que el proceso de adsorción se desarrolla en equilibrio, las concentraciones en las fases disuelta y adsorbida se pueden relacionar a través de la siguiente ecuación:

$$S = K_d \cdot C \quad (2)$$

donde K_d es la constante de adsorción (M/V). Al sustituir esta expresión en la ecuación (1) se obtiene:

$$R \cdot \frac{\partial C}{\partial t} = D_L \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_T \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - v \cdot \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda \cdot R \cdot C \quad (3)$$

donde $R = 1 + \frac{\rho_b}{n} \cdot K_d$ es el coeficiente de retardación.

Estudios previos (Bear, 1972) han demostrado que la pluma de contaminante generada en un problema de este tipo se estabiliza para un tiempo muy grande. En estas condiciones los términos temporales en la ecuación (3) se pueden despreciar con lo cual podemos simplificar esta ecuación de la siguiente forma:

$$D_L \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_T \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - v \cdot \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda \cdot R \cdot C = 0 \quad (4)$$

Para efectos del presente análisis el contaminante se incorpora al acuífero a través de una fuente cuya concentración es constante:

$$C(x=0, -a < y < a) = C_0 \quad (5)$$

En lo que respecta a las condiciones de borde supondremos que muy lejos de la fuente, el contaminante tiene una concentración nula, lo que se puede escribir como:

$$C(x \rightarrow \pm\infty, y) = 0 \quad (6)$$

$$C(x, y \rightarrow \pm\infty) = 0 \quad (7)$$

La ecuación diferencial indicada en (4), junto con la fuente de contaminante descrita en (5) y las condiciones de borde (6) y (7), permiten describir la distribución de un contaminante no conservativo a través del sistema acuífero.

Para proseguir con el análisis utilizaremos la siguiente definición para la transformada de Fourier, en la dirección y , de una función $C(x, y)$:

$$\hat{C}(x, p) = \int_{-\infty}^{\infty} e^{-i \cdot p \cdot y} \cdot C(x, y) \, dy \quad (8)$$

donde p es la transformación de la coordenada y en el espacio transformado, e i es la unidad imaginaria. Utilizando la definición de la transformada de Fourier es posible transformar el problema original, descrito por las ecuaciones (4) a (7), de la siguiente forma:

$$\frac{\partial^2 \hat{C}}{\partial x^2} - \alpha \cdot \frac{\partial \hat{C}}{\partial x} - \beta \cdot \hat{C} = 0 \quad (9)$$

$$\hat{C}(x=0, p) = i \cdot C_0 \cdot \frac{\exp\{-i \cdot p \cdot a\} - \exp\{i \cdot p \cdot a\}}{p} \quad (10)$$

$$\hat{C}(x \rightarrow \pm\infty, p) = 0 \quad (11)$$

donde α y β son dos constantes cuyas expresiones se indican a continuación:

$$\alpha = \frac{v}{D_L} \quad \text{y} \quad \beta = \frac{D_T}{D_L} \cdot p^2 + \frac{\lambda \cdot R}{D_L}$$

La resolución de la ecuación diferencial descrita por las ecuaciones (9) a (11) entrega como resultado final la siguiente expresión:

$$\hat{C}(x, p) = i \cdot C_0 \cdot \frac{\exp\{-i \cdot n \cdot a\} - \exp\{i \cdot n \cdot a\}}{p} \cdot \exp\left\{\frac{\alpha - \sqrt{\alpha^2 + 4 \cdot \beta}}{2} \cdot x\right\} \quad (12)$$

El efecto de múltiples procesos actuando sobre una pluma de contaminante que viaja a través de un medio poroso se puede evaluar mediante el uso de propiedades globales de la pluma, las cuales se relacionan con propiedades físicas de ésta, entre las cuales se puede destacar el centro de masa de la pluma, y la desviación estándar de ésta. El momento espacial de orden i de la concentración en la fase disuelta $C(x, y)$, $M_i(x)$, se puede escribir como:

$$M_i(x) = \int_{-\infty}^{+\infty} C(x, y) \cdot y^i \cdot dy \quad (13)$$

La Figura 2 muestra un esquema transversal de la pluma de contaminante, la cual describe la variación de concentración que se produce a una distancia x desde el origen de la inyección de contaminante. Los momentos espaciales de orden 0, 1 y 2, descritos a partir de la ecuación (13), se relacionan con algunas propiedades geométricas de la pluma, entre las cuales se puede mencionar la masa de contaminante contenida en una sección transversal, el centro de masa y la varianza de ésta. Para efectos de este análisis, los parámetros de interés son los siguientes:

Masa de contaminante contenida en la dirección y (transversal),

$$M(x) = M_0(x) \quad (14)$$

Centro de masa en la dirección y,

$$\bar{y}(x) = \frac{M_1(x)}{M_0(x)} \quad (15)$$

Varianza de la pluma en la dirección y,

$$\sigma^2(x) = \frac{M_2(x)}{M_0(x)} - \left(\frac{M_1(x)}{M_0(x)}\right)^2 \quad (16)$$

La ecuación (12) puede ser usada para evaluar en forma simple el momento espacial de orden i de la concentración de contaminante en la dirección x , utilizando la siguiente definición (Goltz and Roberts (1987), Tompson et al. (1996), y Espinoza and Valocchi (1997)):

$$M_i(x) = -i \cdot \lim_{p \rightarrow 0} \frac{d^i \hat{C}(x, p)}{dp^i} \quad (17)$$

Al utilizar la expresión anterior para evaluar los momentos espaciales en la dirección x se obtiene expresiones para los momentos de orden 0, 1 y 2. Finalmente, al evaluar las expresiones (14), (15) y (16) se obtiene lo siguiente:

$$M(x) = 2 \cdot a \cdot C_0 \cdot \exp\left\{\frac{v - \sqrt{v^2 + 4 \cdot \lambda \cdot D_L \cdot R}}{2 \cdot D_L} \cdot x\right\} \quad (18)$$

$$\bar{y}(x) = 0 \quad (19)$$

$$\sigma^2(x) = \frac{a^2}{3} + \frac{2 \cdot D_T \cdot \sqrt{v^2 + 4 \cdot \lambda \cdot D_L \cdot R}}{v^2 + 4 \cdot \lambda \cdot D_L \cdot R} \cdot x \quad (20)$$

Lo que representa la variación de la masa a lo largo de la dirección x , el centro de masa de la pluma, y la varianza de ésta. Es importante notar que la expresión de la varianza incluye el tamaño inicial de la zona de inyección de contaminante, a , y además incluye un término que describe la variación del ancho de la pluma con la distancia recorrida, x . Las tres expresiones anteriores pueden ser usadas para evaluar la extensión de aquellas áreas del acuífero que serían afectadas debido a la presencia de elevadas concentraciones de un contaminante no conservativo. Para lo anterior es necesario considerar el esquema de la Figura 3, en el cual se muestra la definición del límite transversal de la zona de impacto de la descarga, la cual se ha calculado a partir de la expresión para la desviación estándar $\sigma(x)$. En este caso se ha considerado que el ancho de la pluma está definido por el tamaño original de la zona de inyección, a , más dos veces el término variable con la distancia. De esta manera, asumiendo que la distribución de contaminante en la dirección transversal se asemeja a la función de densidad normal, se asegura que un 95.4% de la masa de contaminante está contenida dentro de dicha zona. Para la definición del límite longitudinal de la zona de impacto podemos observar la Figura 3, en la cual se determina dicho límite, x_{LIMITE} , de acuerdo al porcentaje de abatimiento del contaminante (ξ), que se produce debido a la reacción de decaimiento de primer orden. Es importante mencionar que los límites en la dirección longitudinal pueden ser calculados sólo en la situación "con

decaimiento". En la situación "sin decaimiento" ($\lambda=0$) la masa de contaminante no cambia, por lo que no es posible definir límites para la zona de impacto.

A partir de las expresiones (18), (19), y (20) es posible estimar los límites anteriores:

$$x_{LIMITE}(\xi) = \frac{2 \cdot D_L \cdot \ln(\xi)}{v - \sqrt{v^2 + 4 \cdot \lambda \cdot D_L \cdot R}} \quad (21)$$

$$y_{LIMITE}(x) = \pm \left(a + 2 \cdot \sqrt{\frac{2 \cdot D_T \cdot \sqrt{v^2 + 4 \cdot \lambda \cdot D_L \cdot R}}{v^2 + 4 \cdot \lambda \cdot D_L \cdot R} \cdot x} \right) \quad (22)$$

Al analizar estas expresiones podemos observar que para el caso del límite en la dirección longitudinal, dado por la ecuación (21), existe una dependencia directa con respecto a la dispersión longitudinal y el porcentaje de abatimiento de la masa total de contaminante. De esta manera, un aumento en estos dos parámetros producirá una zona de impacto de mayor longitud. De igual forma, un aumento de la velocidad del flujo producirá una mayor extensión de la zona de impacto, mientras que un aumento en la tasa de decaimiento o la de retardación provocará una disminución en la zona afectada por el contaminante.

En lo que respecta a la extensión de la zona de impacto en la dirección transversal podemos observar que ella varía proporcionalmente con la distancia desde la fuente, x , y con la tasa de dispersión transversal, D_T . Por otra parte, un aumento en la velocidad de flujo o de los parámetros de decaimiento y retardación produce una disminución de la zona afectada.

Para verificar la validez de estas expresiones se desarrolló un modelo de simulación numérico que incorpora los procesos de advección, dispersión, adsorción de equilibrio y decaimiento de primer orden. Para evaluar dicho modelo se utilizó los datos que se entregan en la Tabla 1, para un sistema homogéneo. La Figura 4 muestra la comparación entre los resultados numéricos y los límites definidos por las expresiones (21) y (22), para el caso de una situación "con decaimiento". Los resultados de este análisis muestran que las expresiones teóricas que describen los límites físicos de la zona de impacto son bastante precisas. Lo anterior queda de manifiesto al comparar la distribución de concentración obtenida de la aplicación de un modelo numérico y los límites de la zona de impacto definidas mediante el uso de las expresiones (21) y (22). En el caso de la situación "con decaimiento", se aprecia que en la dirección longitudinal, el límite de la zona de impacto queda bien definido suponiendo un decaimiento de la masa igual a 2.5%.

EFFECTO DE LA VARIABILIDAD NATURAL DE UN ACUIFERO

Para estudiar el efecto de la heterogeneidad espacial o variabilidad natural del sistema acuífero sobre la definición de los límites de la zona de impacto se recurrió a la generación de acuíferos sintéticos, para los cuales se verificó que la conductividad hidráulica promedio (media geométrica) es similar a la del sistema homogéneo que se usó para verificar las expresiones (21) y (22) en la Figura 4. Las técnicas que se utilizan para este tipo de análisis pueden ser revisadas en Tompson et al. (1996). En este tipo de análisis se supone que la conductividad hidráulica se

puede representar como un proceso estocástico, cuyas características principales son conocidas a partir de un estudio de terreno. Siguiendo las experiencias al respecto, se ha supuesto que la conductividad hidráulica puede ser representada como una variable aleatoria que sigue una distribución Lognormal. Para este análisis se ha supuesto que la variabilidad de la formación acuífera se puede describir con una varianza igual a 1.0, lo que supone un rango de valores de K coincidente con información bibliográfica para sistemas acuíferos en Estados Unidos y Europa. La distribución espacial de conductividad hidráulica se utiliza para operar un modelo de simulación que permite determinar la distribución espacial de la velocidad de Darcy, la que en definitiva se utiliza en el modelo de simulación matemático.

El análisis de los resultados presentados en la Figura 5 muestra que debido a la heterogeneidad de la formación acuífera los límites diseñados a partir de la expresión (22) son levemente excedidos, mientras que el límite longitudinal definido para un abatimiento de 2.5% incluye la zona afectada por la pluma contaminante. Lo anterior que indica que para incorporar el desconocimiento acerca de la heterogeneidad de la formación acuífera, sería necesario extender las zonas límite en la dirección transversal, lo que se consigue al definir dichos límites utilizando tres veces el término variable de la desviación estándar (ver ecuación (21)), en vez de dos veces como se ha supuesto en el presente análisis. Lo anterior permitiría incorporar dentro de dichos límites al 99.7% de la masa contenida en una sección transversal. En lo que respecta a los límites en la dirección longitudinal, podemos observar que éstos definen en forma correcta la zona de impacto o atenuación natural.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El presente análisis muestra un análisis preliminar del proceso de atenuación natural de contaminantes no conservativos en un medio poroso saturado. Estos resultados muestran que producto de la atenuación natural del contaminante se genera una zona de impacto, la cual queda imposibilitada para su uso debido a que la concentración de contaminante sobrepasa límites aceptados. Más allá de los límites definidos por las ecuaciones (21) y (22) la fuente de contaminación no provocaría ningún tipo de impacto, por lo cual el agua subterránea estaría apta para su uso en actividades productivas.

Aunque este análisis es sólo preliminar, los resultados que se han obtenido muestran que el conocimiento adecuado de los procesos de atenuación natural que afectan a un contaminante permite estimar en forma muy adecuada el impacto que dicho contaminante produce sobre su entorno inmediato. La incorporación de los efectos de la zona no saturada sobre la atenuación de los contaminantes proporcionaría un elemento de seguridad adicional.

Un elemento adicional que será incorporado en el futuro es el uso de ecuaciones más completas que permitan describir en forma más correcta los mecanismos de atenuación natural indicados en los puntos iniciales de este trabajo.

AGRADECIMIENTOS

El autor desea agradecer el financiamiento de FONDECYT (Proyecto 1990062) que ha hecho posible el desarrollo de esta investigación.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Bagchi, A., Design of Natural Attenuation Landfills, *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 109, No 4, 1983.
- Bear, J. Dynamics of Fluids in Porous Medium, Elsevier, 1972.
- Daniel D., Geotechnical Practice For Waste Disposal, Chapman and Hall, 1993.
- Espinoza C and AJ Valocchi, Stochastic analysis of one-dimensional transport of kinetically adsorbing solutes in chemically heterogeneous aquifers, *Water Resources Research*, 33(11), 1997.
- Goltz, M., and P. Roberts, Using the Method of Moments to Analyze Three-Dimensional Diffusion-Limited Solute Transport from Temporal and Spatial Perspectives, *Water Resources Research*, 23 (8), 1575-1585. 1987.
- Tompson, A.F.B., A.L. Schafer, and R.W. Smith, Impacts of physical and chemical heterogeneity on cocontaminant transport in a sandy porous medium, *Water Resources Research*, 32(4), 1996.

Tabla 1 Parámetros Usados en Análisis Numérico

Parámetro	Valor	Unidad
Velocidad, v	0.1	m/día
Dispersividad Longitudinal, α_L	0.5	m
Dispersividad Transversal, α_T	0.1	m
Constante de Decaimiento, λ	0.005	1/día
Coefficiente de Retardación, R	1.0	
Conductividad Hidráulica, K	1.0	m/día
Punto de Inyección, x_0	10.0	m
Punto de Inyección, y_0	12.5	m
Zona de Inyección, $2a$	2.0	m
Heterogeneidad de la Formación Acuífera, σ^2	1.0	

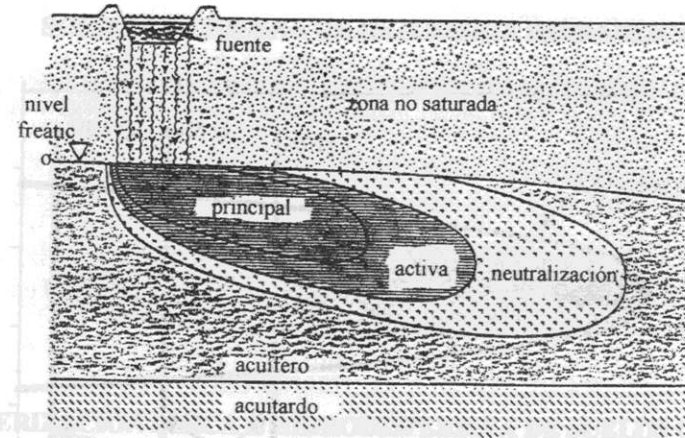


Figura 1 Proceso de Atenuación Natural en un Suelo

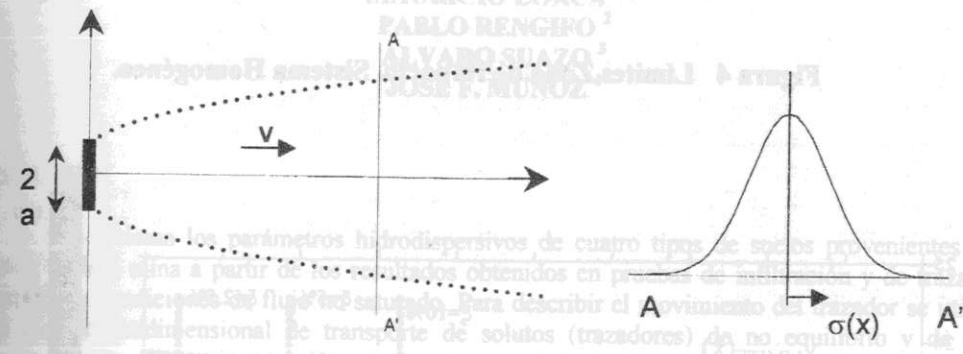


Figura 2 Esquema Pluma de Contaminante

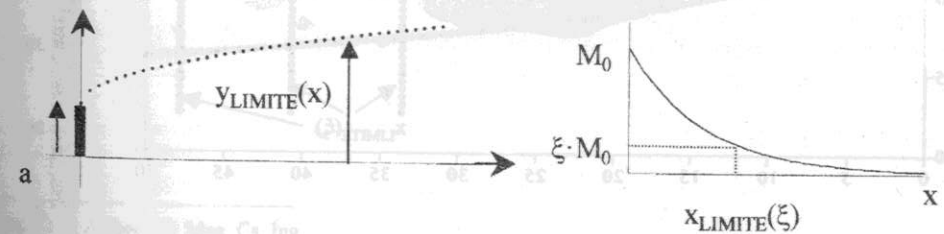


Figura 3 Definición de Zonas de Protección

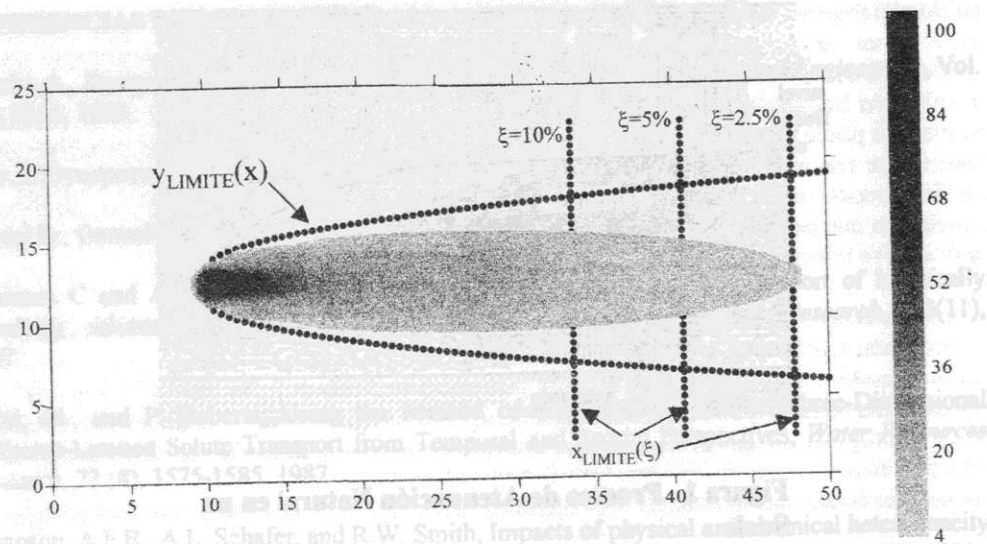


Figura 4 Límites Zona de Impacto. Sistema Homogéneo.

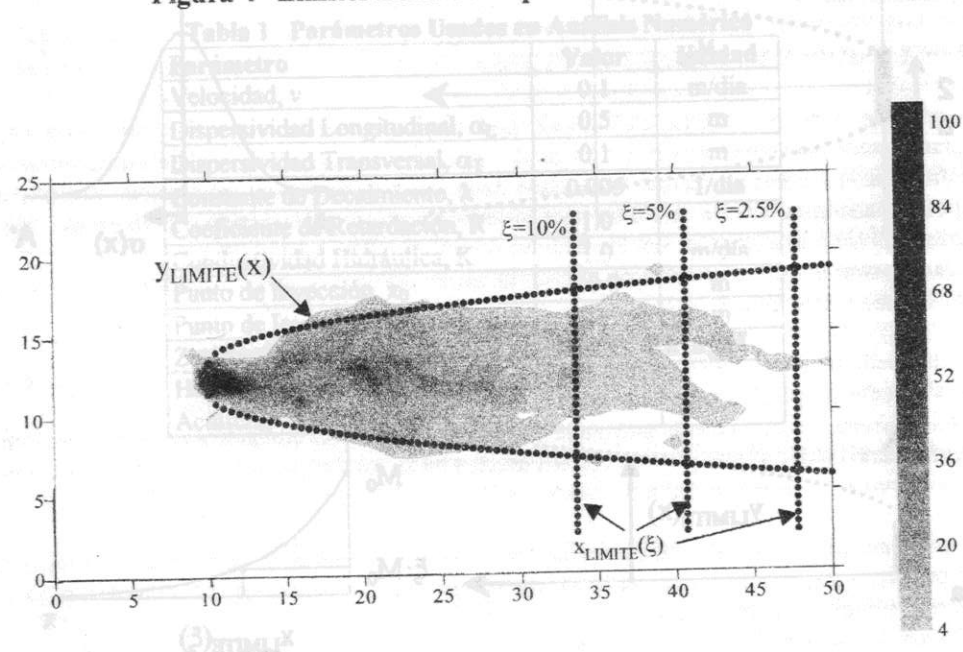


Figura 5 Efecto de Heterogeneidad. Sistema Heterogéneo.

CARACTERIZACIÓN FÍSICA E HIDRODISPERSIVA DE SUELOS GRUESOS EN CONDICIONES DE FLUJO NO SATURADO

MAURICIO LORCA¹
 PABLO RENGIFO²
 ALVARO SUAZO³
 JOSÉ F. MUÑOZ⁴

RESUMEN

Se estiman los parámetros hidrodispersivos de cuatro tipos de suelos provenientes del cráter de una mina a partir de los resultados obtenidos en pruebas de infiltración y de trazador (trítico), en condiciones de flujo no saturado. Para describir el movimiento del trazador se utiliza un modelo unidimensional de transporte de solutos (trazadores) de no equilibrio y de dos regiones o fases, una fase líquida móvil y otra inmóvil. La fase móvil es aquella en la cual se verifica el flujo de la solución a través del medio poroso y la fase inmóvil, corresponde a aquella porción de agua que permanece adherida a los granos de suelo y que por lo tanto no participa del escurrimiento. Los parámetros estimados permiten representar bastante bien el flujo en este tipo de suelo mediante el modelo unidimensional de dos fases.

¹ Ing. Civil Ambiental, Mag. Cs. Ing.

² Ing. Civil, Mag. Cs. Ing., Profesor Asociado, Depto. de Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Pontificia Universidad Católica de Chile. Av. Vicuña Mackenna 4860, Santiago, Chile.

³ Ing. Civil, Instructor, Escuela de Ingeniería Civil, Universidad del Bío-Bío. Av. Collao 1202, Concepción.

⁴ Ing. Civil, Dr. Ing., Profesor Titular, Depto. de Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Pontificia Universidad Católica de Chile. Av. Vicuña Mackenna 4860, Santiago, Chile.