REFERENCIAS

Espildora B. y A. Echavarría,(1979) , "Metodología para Caracterizar la Distribución Temporal de las Precipitaciones de Santiago y su Aplicación en la Selección de Precipitaciones de Diseño para el Estudio de Crecidas", Informe CRH79-16-I, Centro de Recursos Hidráulicos ,Universidad de Chile.

Huff, F.A, (1967), " Time Distribution of Rainfall in Heavy Storms", Water Resources Research, vol.3, nº 4, pp 1007-1019.

National Environment Research Council (1975), "United Kingdom Flood Studies Report", NERC, Whitefriars Press, London.

Varas, E. (1985), "Influencia del Hietograma de una Tormenta en la Crecida Resultante", trabajo enviado a la Revista Anales de la Universidad de Chile.

Varas, E. y S. Sánchez, (1984), "Curvas Generalizadas de Intensidad-Duración-Frecuencia de Lluvias", Apuntes de Ingeniería , vol 14, pp 73-90.

SOCIEDAD CHILENA DE INGENIERIA HIDRAULICA

VII CONGRESO NACIONAL

UN MODELO DE TRANSPORTE DE MASAS EN AGUAS SUBTERRANEAS

Guillermo Cabrera Fajardo

RESUMEN

Se ha desarrollado un modelo de elementos finitos que permite simular el movimiento y distribución de una sustancia conservativa disuelta en un flujo saturado de aguas subterráneas. Se ha usado el método residual de Galerkin en conjunto con una discretización espacial en elementos triangulares; la integración en el tiempo se efectúa mediante un esquema de diferencias hacia atrás.

Resolviendo simultáneamente las ecuaciones de flujo y de transporte de masas, se validó el modelo teóricamente con una solución analítica para el caso de un flujo unidireccional.

Se aplicó posteriormente al caso de un sistema de disposición de relaves a fin de determinar el efecto de filtraciones con alto contenido de algunos compuestos a través del muro de embalse cuando actúan sobre las aguas subterráneas naturales. Se agregó posteriormente a esta simulación el caso hipotético de que además existan aportes de aguas con alta concentración desde el cauce natural del río. Los resultados indican que en las condiciones del sistema estudiadas inicialmente, la contaminación avanza muy lentamente, requiriendo cerca de 200 años para alcanzar puntos ubicados a 5 Km del muro.

---

(1) Ingeniero Civil, Profesor e Investigador del Centro de Recursos Hidráulicos de la Universidad de Chile.

INTRODUCCION

El estudio del movimiento y distribución de sustancias conservativas en flujos de aguas subterráneas ha recibido especial atención en los últimos años, puesto que su origen puede representar una fuente de contaminación del recurso. En efecto, el uso excesivo de fertilizantes en agricultura, la disposición de efluentes de aguas servidas o de desechos industriales y la infiltración de aguas provenientes de relaves, son algunas de esas fuentes de contaminación posibles.

Para representar la forma como el transporte de estos elementos se manifiesta tanto espacial como temporalmente, se recurre a la simulación matemática mediante modelos analíticos en el caso de geometrías simples y condiciones de borde invariables, y a modelos numéricos cuando los sistemas son geométricamente más complejos.

Entre los autores que han desarrollado soluciones analíticas debe destacarse a Ogata (1970), quien incluye una recopilación bastante extensa de casos clásicos de dispersión en medios porosos para flujos unidireccionales, en donde enfatiza los aspectos físicos y teóricos de este proceso y entrega las soluciones analíticas de los casos tratados. Con posterioridad, otros autores como por ejemplo Mariño (1974 a, 1974 b) incorporaron los efectos da adsorción, intercambio y decaimiento radiactivo en flujos igualmente unidireccionales.

La limitación de las soluciones analíticas a flujos unidireccionales ha podido superarse con la incorporación de los métodos numéricos de solución. En efecto, en la literatura pueden encontrarse distintas soluciones numéricas obtenidas de la aplicación de modelos de diferencias finitas y de elementos finitos, que han permitido caracterizar el proceso de dispersión en flujos hasta en 3 dimensiones. Bredehoeft y Pinder (1973), y Bresler (1973), desarrollaron soluciones para flujos bidimensionales mediante diferencias finitas en que estudiaron el transporte de sustancias conservativas en las zonas saturada y no saturada de formaciones acuíferas, respectivamente. Por otro lado, Duguid y Reeves (1977) y Pickens et al. (1979) han aplicado modelos de elementos finitos cuadriláteros y triangulares, respectivamente, para representar procesos de dispersión en sistemas acuíferos parcialmente saturados, donde esta condición aparece planteada en las ecuaciones del flujo y del transporte de masas a través de términos que dependen de la humedad del suelo.

En el presente trabajo se ha desarrollado un modelo bidimensional de elementos finitos triangulares para estudiar el movimiento y distribución de sustancias conservativas en flujos subterráneos bidimensionales. Este modelo requiere ser operado en conjunto con un modelo de simulación del flujo subterráneo, que entrega los valores de velocidad que se requieren como datos de entrada.

Luego de su validación teórica, el modelo se aplicó a una situación hipotética de un sistema de depositación de relaves, en el cual las filtraciones a través del muro de embalse pueden generar aumentos en el tiempo del contenido de algunos compuestos en las aguas subterráneas naturales.

MODELO MATEMATICO

El estudio del movimiento y distribución a lo largo del tiempo de sustancias conservativas disueltas en un sistema acuífero saturado, debe efectuarse resolviendo secuencialmente la ecuación del flujo subterráneo y la ecuación de transporte de masas. En efecto, la solución de la ecuación diferencial que caracteriza el flujo subterráneo entrega los valores de las componentes de velocidad que aparecen explícitas en la ecuación de transporte. En el caso de sistemas de aguas subterráneas reales en que las variaciones en el tiempo de los niveles freáticos

sean poco importantes, las velocidades pueden obtenerse de un modelo que resuelva la ecuación del flujo en régimen permanente, las que luego son incorporadas al modelo impermanente que caracteriza el transporte de la sustancia conservativa disuelta.

La ecuación que describe el flujo bidimensional en un medio permeable saturado es la siguiente :

$$\frac{\partial}{\partial x}\left(K_x \frac{\partial h}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(K_y \frac{\partial h}{\partial y}\right) = 0 \qquad (1)$$

con condiciones de borde a lo largo de límites del dominio A_1 y A_2 que pueden ser del tipo :

$$h(x,y) = H(x,y) \qquad \text{en } A_1 \qquad (2a)$$

$$K_x \frac{\partial h}{\partial x} n_x + K_y \frac{\partial h}{\partial y} n_y = q_n \qquad \text{en } A_2 \qquad (2b)$$

en que h es el potencial hidráulico, K_x y K_y son los valores de la permeabilidad en las direcciones de los ejes cartesianos x e y, H(x,y) es el valor constante de h a lo largo de A_1, n_x y n_y son las componentes en x y en y de un vector unitario normal al límite A_2 y q_n es la tasa de flujo que escurre por ese límite.

El modelo numérico considera la división del dominio del flujo en elementos triangulares y funciones lineales de aproximación del potencial hidráulico en el interior de cada elemento. Las funciones de aproximación dentro de un elemento dependen de las coordenadas y del valor del potencial en cada uno de los nudos que lo componen.

La aplicación del cálculo variacional a la ecuación diferencial, en conjunto con la discretización señalada, permiten llegar a definir un sistema de ecuaciones lineales cuya expresión matricial simplificada es (Cabrera y Mariño, 1976) :

$$[R]\ \{h\} + \{F\} = 0 \qquad (3)$$

en que [R] es una matriz simétrica de N x N (N : número de nudos de la malla) y {F} un vector columna que incorpora las condiciones de borde. Para un elemento e(i,j,m) cualquiera, esos coeficientes valen :

$$r_{ij} = K^e\ \Delta(b_i\ b_j + d_i\ d_j) \qquad (4a)$$

$$f_i = \frac{1}{2}\ q_i\ l_{ij} \qquad (4b)$$

en que K^e es la permeabilidad del elemento triangular, Δ su área, l_{ij} la longitud del lado condición de borde y $b_i = (y_m - y_j)/2\Delta$, $b_j = (y_i - y_m)/2\Delta$, $d_i = (x_j - x_m)/2\Delta$, $d_j = (x_m - x_i)/2\Delta$.

El sistema de ecuaciones lineales así definido se resuelve mediante un método de eliminación de Gauss modificado, dado que la matriz de coeficientes es simétrica y contiene una gran cantidad de elementos nulos. De la resolución de este sistema se calculan las componentes de velocidad de filtración u_x y u_y en las direcciones x e y dentro de cada elemento como :

$$u_x = -\ K^e/S_y^e\ (b_i\ h_i + b_j\ h_j + b_m\ h_m) \qquad (5a)$$

$$u_y = -\ K^e/S_y^e\ (d_i\ h_i + d_j\ h_j + d_m\ h_m) \qquad (5b)$$

donde S_y^e es la porosidad efectiva supuesta constante dentro del elemento y h_i, h_j, h_m los valores ya calculados del potencial hidráulico en los nudos.

Por otro lado, si en algún punto o sector del sistema acuífero se incorpora una solución de una substancia conservativa de concentración C_1 diferente a la original C_0, se tendrá la siguiente ecuación diferencial para caracterizar el transporte de masas de esta substancia :

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - u_x \frac{\partial C}{\partial x} - u_y \frac{\partial C}{\partial y} - \frac{\partial C}{\partial t} = 0 \qquad (6)$$

en que C es la concentración, D_x y D_y los coeficientes de disper

sión en las direcciones x e y. La condición inicial del sistema se expresa como :

$$C(x,y,0) = C_0 \tag{7a}$$

y las condiciones de borde a lo largo de límites A_I y A_{II} :

$$C(x,y,t) = C_1 \qquad \text{en } A_I \tag{7b}$$

$$D_x \frac{\partial C}{\partial x} n_x + D_y \frac{\partial C}{\partial y} n_y = E(x,y,t) \qquad \text{en } A_{II} \tag{7c}$$

en que E(x,y) representa el valor del gradiente de concentración normal a la dirección del límite A_{II} del sistema.

Considerando la misma descretización del dominio en elementos triangulares, y usando igualmente funciones lineales de aproximación para la concentración dentro de cada elemento, la aplicación del método residual de Galerkin conduce a un sistema de ecuaciones lineales cuya expresión matricial general es (Cabrera y Mariño, 1976) :

$$[P]\ \{C\} + [Q]\ \{\partial C/\partial t\} + \{G\} = 0 \tag{8}$$

en que [P] y [Q] son matrices de dimensiones N x N y {G} un vector columna con términos conocidos. Para un elemento cualquiera esos coeficientes valen :

$$p_{ij} = D_x^e\ \Delta\ b_i\ b_j + D_y^e\ \Delta\ d_i\ d_j + (u_x^e\ b_j + u_y^e\ d_j) \iint_e N_i\ dxdy \tag{9a}$$

$$q_{ij} = \iint_e N_i\ N_j\ dxdy \tag{9b}$$

$$g_i = \frac{1}{2}\ E\ (x,y,t)\ l_{ij} \tag{9c}$$

donde todos loa parámetros con índice e son constantes dentro de cada elemento, $N_i = (a_i + b_i x + d_i y)$ y $N_j = (a_j + b_j x + d_j y)$, con

$a_i = (x_m\ y_j - x_j\ y_m)/2\Delta$ y $a_j = (x_i\ y_m - x_m\ y_i)/2\Delta$. Las integrales dobles dentro de cada elemento se calculan numéricamente mediante un método de cuadratura de Gauss especialmente desarrollado para áreas triangulares (Stroud, 1971).

El dominio temporal se divide en incrementos discretos, de modo que las derivadas en el tiempo resultan constantes dentro de cada intervalo. Así, el sistema de ecuaciones (8) se resuelve para cada incremento de tiempo en forma independiente. Para ello se utiliza un esquema de diferencias finitas hacia atrás, que ha demostrado funcionar adecuadamente en cuanto a convergencia y estabilidad en la resolución de problemas de este tipo.

Los aspectos descritos precedentemente fueron incorporados en dos programas de computación. El primero permite definir las características del escurrimiento subterráneo permanente y el segundo determina la distribución de la sustancia conservativa en el tiempo dentro del dominio del flujo. Las características de ellos pueden verse en Cabrera y Mariño (1976).

VALIDACION TEORICA

Con el fin de comprobar la calidad del modelo, éste se validó con una solución analítica desarrollada por Ogata y Banks (1961) que corresponde al caso del movimiento de una sustancia conservativa en un flujo confinado unidireccional en que sólo existe dispersión longitudinal.

Los valores de los parámetros utilizados en la validación fueron D_x = 0.1 m²/min, u_x = 0.1 m/min, C(x,y,0) = 0.0 mg/l, C(0,0,t) = 10.0 mg/l, Δt = 10 min. Los resultados obtenidos para tiempos de 10 min y 40 min a diferentes distancias del origen se muestran en la Tabla 1 y en la Figura 1.

TABLA 1. VALIDACION TEORICA DEL MODELO DE TRANSPORTE DE MASAS

	CONCENTRACION (mg/l)			
	t = 10 min		t = 40 min	
(m)	Analít.	Elem. Finit.	Analít.	Elem. Finit.
0.0	10.00	10.00	10.00	10.00
1.0	7.14	7.90	9.61	9.69
2.0	3.65	3.67	8.86	8.86
3.0	1.26	1.27	7.72	7.71
4.0	0.28	0.40	6.28	6.27
5.0	0.04	0.12	4.73	4.70
6.0	-	0.30	3.23	3.22
7.0	-	0.01	1.99	2.02
8.0	-	-	1.09	1.17
9.0	-	-	0.39	0.62
10.0	-	-	0.17	0.29

Como puede apreciarse existe gran similitud en las soluciones, siendo mayores las diferencias entre ambas para tiempos menores. Por otra parte, las mayores diferencias puntuales se producen cerca de los extremos, siendo prácticamente despreciables en el centro de la nube de dispersión. De acuerdo a estos resultados puede asegurarse que al operar el modelo en sistemas de aguas subterráneas reales, se debe conseguir una adecuada representación del transporte de masas si la componente longitudinal de la dispersión es dominante.

CASO DE ESTUDIO

El caso estudiado corresponde al de los efectos de filtraciones a través del muro de embalse de un sistema de disposición de relaves. En esta situación se ha considerado que debido a esas filtraciones pueden incorporarse al sistema acuífero elementos ajenos a la composición natural de las aguas subterráneas.

El sistema estudiado se ha esquematizado en la Figura 2, en la que puede verse la presencia del muro de embalse de los relaves sobre el río A el que es afluente del río B. El área modelada abarca una extensión de aproximadamente 10 Km a partir del muro de embalse.

El muro es homogéneo e isotrópico, con una sección transversal máxima típica como la indicada en la Figura 3. En ella aparece un dren interior cuya función es la de recoger y conducir las aguas que filtren hacia una alfombra drenante que evacúa las aguas hacia la napa de aguas subterráneas. La permeabilidad del material del muro es de 10^{-5} cm/s como máximo. En el fondo del valle donde se ubica el muro, existe un lente impermeable limo-arcilloso que impide el flujo de filtraciones bajo el muro de embalse.

En el sistema acuífero natural existe una napa freática que de acuerdo a corridas de medición de niveles realizadas en el valle del río A aparece a unos 3.0 m de profundidad promedio cerca del cauce, mientras que en el valle del río B se presenta algo más superficial. Los niveles freáticos tienen una variación dentro del año de 1,0 m o más, dependiendo ésta principalmente de las lluvias. La pendiente natural promedio del nivel freático es de 0,3% a lo largo del lecho en el valle del río A y de sólo 0.2% promedio en el caso del valle del río B. La distribución promedio de isofreáticas se ha incluido en la Figura 2.

Respecto al acuífero, en su parte superficial se compone de arenas finas a medias con algún contenido de material más fino, característica típica de los rellenos sedimentarios en cuencas pluviales de pequeña extensión. La potencia de estas formaciones se estima en algunas decenas de metros, no habiéndose alcanzado su fondo con las perforaciones efectuadas. Los suelos en el valle del río B se destinan primordialmente a la agricultura de riego mientras que en el valle del río A ésta es muy limitada.

En toda el área de interés existen norias en un número superior a 70. De la realización de cerca de 30 pruebas de agotamiento y recuperación en ellas, pudo caracterizarse la zona en cuanto a permeabilidades superficiales. Según esto, en el valle del río A las permeabilidades estarían comprendidas entre 9.0×10^{-6} m/s y 4.0×10^{-5} m/s, mientras en el valle del río B serían mayores. En efecto, en este valle, aguas arriba de la confluencia de ambos ríos, las permeabilidades varían entre 3.0×10^{-5} m/s y 2.0×10^{-4} m/s, mientras que aguas abajo de la confluencia pueden llegar hasta 7.0×10^{-4} m/s. En sectores alejados de los lechos de río se determinó valores mínimos de hasta 7.0×10^{-6} m/s. La porosidad efectiva se estimó según el tipo de suelo en 0.03 para todo el área.

En cuanto a la calidad de las aguas subterráneas naturales, su determinación en 10 norias del área de estudio indicó concentraciones muy variables de los parámetros analizados. Por otra parte, se verificó que en los relaves algunos parámetros mostraban contenidos excesivos respecto a los estándares para distintos usos. De este modo se eligió el anión sulfato como parámetro a estudiar porque además los aniones poseen en general una capacidad de fijación o intercambio iónico con los suelos que es mucho menor a la de los cationes y así se estaría aplicando un criterio esencialmente conservador en el estudio. En las aguas subterráneas naturales los sulfatos aparecen en concentraciones entre 5 mg/l y 100 mg/l, mientras que en el agua de relaves a embalsar pueden alcanzar los 1500 mg/l.

En relación a los parámetros que definen las características dispersivas del acuífero saturado, vale decir, los coeficientes de dispersión longitudinal y transversal, se ha establecido empíricamente una relación directa entre ellos y la velocidad del flujo, en que la constante de proporcionalidad es la denominada dispersividad (longitudinal y transversal). Según recomienda la literatura, una relación razonable entre ambas dispersividades es 3/1 en formaciones acuíferas naturales, estimándose valores máximos de la dispersividad longitudinal de 30 m en caso que posean una granulometría media.

APLICACION AL CASO DE ESTUDIO

Tal como se indicó, la causa principal de la incorporación de elementos con alta concentración a las aguas subterráneas naturales será las filtraciones a través del muro de embalse.

Los caudales de filtraciones se calcularon mediante el modelo de simulación del flujo aplicado a la sección del muro de la Figura 3, tomando en cuenta el máximo nivel de aguas en el embalse. Este cálculo se efectuó a partir de los valores del potencial en los nudos que entrega el modelo, determinándose que para un ancho medio de 730 m el caudal sería 11,2 l/s. En la Figura 3 se han trazado las líneas equipotenciales resultantes de la interpolación del potencial en los nudos.

Para la simulación del flujo subterráneo en el área de interés, se trazó inicialmente una malla de elementos triangulares compuesta de 123 nudos y 185 elementos. Las condiciones de borde usadas fueron los niveles medidos en norias ubicadas en los límites del área. Adoptando valores iniciales de la permeabilidad dentro de cada elemento se procedió a calibrar el modelo, intentando reproducir en la simulación los niveles freáticos en nudos según las equipotenciales de la Figura 2. Para ello se modificaron los valores de la permeabilidad dentro de rangos razonables hasta conseguir ese ajuste.

A continuación, se procesó el modelo del flujo subterráneo incorporándole la condición de filtración máxima a través del muro, ya calculada. Con ello, la simulación del modelo de flujo entregó valores mayores hasta en 3.5 m a los medidos inmediatamente aguas abajo del muro. De esta simulación se obtuvo

los valores de la velocidad aparente que divididos por la porosidad efectiva dan como resultado las velocidades reales del flujo. Esta última es la requerida como dato de entrada al modelo de transporte.

El modelo de transporte de masas se operó para dos situaciones hipotéticas distintas. En la primera se supuso que la contaminación de las aguas subterráneas proviene únicamente de las filtraciones a través de la presa. En la segunda situación, con un fin esencialmente didáctico, se agregó a lo anterior una posible infiltración a través del lecho del río A debida a aguas superficiales con alto contenido de sulfatos. Puesto que las aguas subterráneas naturales mostraron contenidos variables de sulfatos, se simuló para 4 condiciones base supuestas cuales fueron 5, 10, 30 y 100 mg/l, aunque siempre manteniendo en 1500 mg/l la concentración de la solución de relaves.

De la operación del modelo para la primera situación se determinó lo siguiente :

- una contaminación proveniente exclusivamente de las filtraciones a través del muro no alcanzaría el valle del río B en 200 años
- la condición inicial de concentración de sulfatos en las aguas subterráneas naturales no produce variaciones ostensibles en la respuesta del modelo; esto es, el límite de aguas abajo de la zona afectada con el transporte de sulfatos en exceso es prácticamente el mismo.

En la Figura 4 se muestra un plano de planta con curvas de isoconcentración de sulfatos y en la Figura 5 un gráfico de variación de la concentración de este compuesto a lo largo del tiempo en puntos ubicados a distintas distancias del muro de embalse.

De la operación del modelo para la segunda situación pudo establecerse lo siguiente :

- la contaminación proveniente de las filtraciones a través del muro y de la infiltración de aguas superficiales con alto contenido de sulfatos en el lecho del río A, alcanza hasta 5 Km aguas abajo de la confluencia y 2 Km aguas arriba en sólo 20 años, según puede verse en la Figura 6.
- este transporte tan rápido de los sulfatos se debe principalmente a que las permeabilidades en el valle del río B son bastante mayores al resto, especialmente aguas abajo de la confluencia con el río A.

CONCLUSIONES

Se ha desarrollado un modelo numérico de transporte de masas basado en la técnica de elementos finitos, que permite simular el proceso de dispersión de una sustancia conservativa disuelta en las aguas subterráneas de un sistema acuífero.

Su aplicación al caso de un sistema de disposición de relaves, en que los efectos nocivos para el agua subterránea natural pueden provenir de las filtraciones a través del muro de embalse señalan que, para un sistema natural, formado por un acuífero de granulometría media que cobija una napa subterránea freática, el elemento contaminante (sulfatos) tardaría cerca de 200 años en avanzar aproximadamente 5 Km (valle del río A). Con ello, al menos en ese período no existiría contaminación de las aguas subterráneas aguas abajo, las que son utilizadas en forma intensa para el riego (valle del río B).

Al agregar a lo anterior una eventual filtración de aguas con alto contenido de sulfatos a través del lecho del río A, el efecto nocivo avanza más rápido en el valle del río B, comprometiendo un área de unos 6 Km de extensión en alrededor de 20 años.

Una mejor respuesta del modelo numérico, en cuanto a convergencia y estabilidad para situaciones en que la dispersión lateral tenga importancia relativa mayor a la de los casos tratados, debería conseguirse trabajando con funciones de aproximación de mayor grado dentro de cada elemento, y posiblemente incorporando diferentes ponderaciones a los términos dispersivos en el planteamiento numérico, según se recomienda en alguna bibliografía reciente relativa al tema. El Centro de Recursos Hidráulicos de la Universidad de Chile está desarrollando en estos momentos un proyecto de investigación aplicada orientado hacia ese aspecto de la modelación del transporte de masas en aguas subterráneas.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Bredehoeft J.D. y Pinder G.F. 1973. Mass transport in flowing groundwater. Water Resources Research. Vol 9, 194-210.

Bresler E. 1973 Simultaneous transport of solutes and water under transient unsaturated flow conditions. Water Resources Research. Vol 9, 975-986.

Cabrera G. y Mariño M. 1976. A finite element model of contaminant movement in groundwater. Water Resources Bulletin, AWRA. Vol 12, 317-335.

Duguid J.O. y Reeves M. 1977. A comparison of mass transport using average and transient rainfall boundary conditions. En los Anales de la Conferencia Finite Elements in Water Resources, Princeton (1976). Pág. 3.133-3.163.

Mariño M. 1974 a. Longitudinal dispersion in saturated porous media. Journal of Hydraulics Division, ASCE, Vol 100, 151-157.

Mariño M. 1974 b. Numerical and analytical solutions of dispersion in a finite, adsorbing porous medium. Water Resources Bulletin, AWRA. Vol 10, 81-90.

Ogata A. y Banks R.B. 1961. A solution of the differential equation of longitudinal dispersion in porous media. U.S. Gelogical Survey Proffesional Paper 411-A.

Ogata A. 1970. Theory of Dispersion in a Granular Medium. U.S. Geological Survey Proffesional Paper 411-I.

Pickens J.F., Gillham R.W. y Cameron D.R. 1979. Finite-element analysis of the transport of water and solutes in tile-drained soils. Journal of Hydrology. Vol 40, 243-264.

Stroud A.H. 1971. Approximate calculation of multiple integrals. Prentice-Hall Inc.

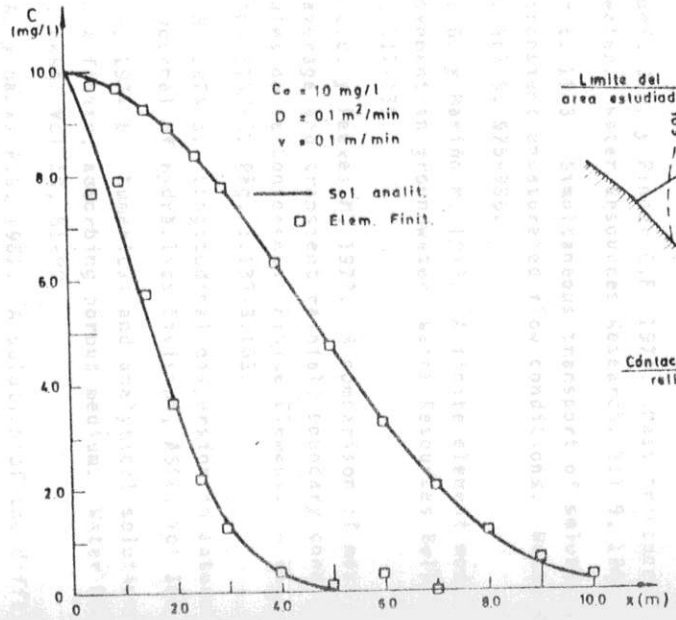

FIG.1 VALIDACION TEORICA MODELO DE TRANSPORTE

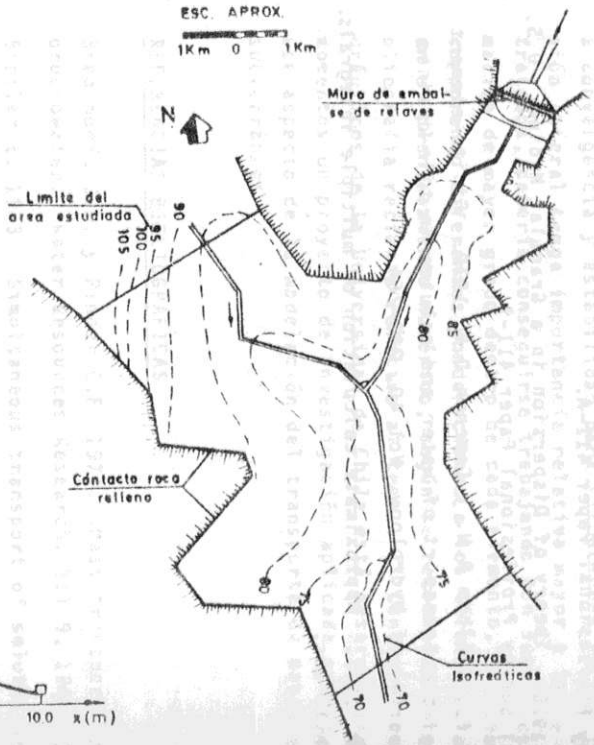

FIG.2 ESQUEMA DEL SISTEMA ESTUDIADO

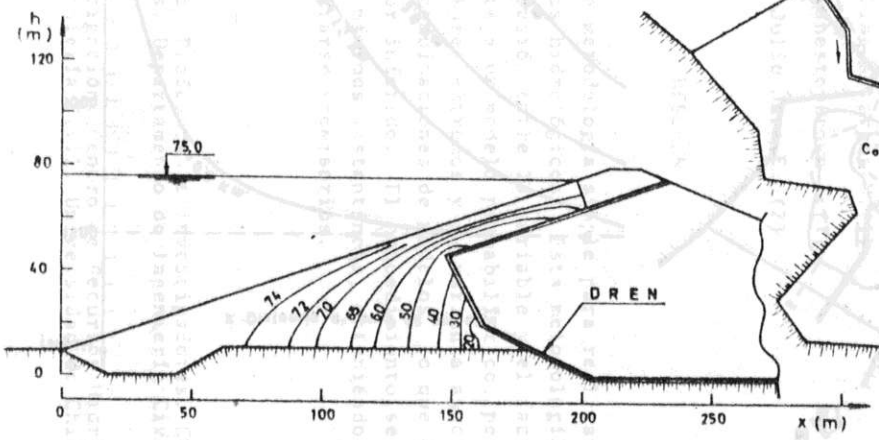

FIG 3 SECCION TRANSVERSAL DEL MURO Y EQUIPOTENCIALES

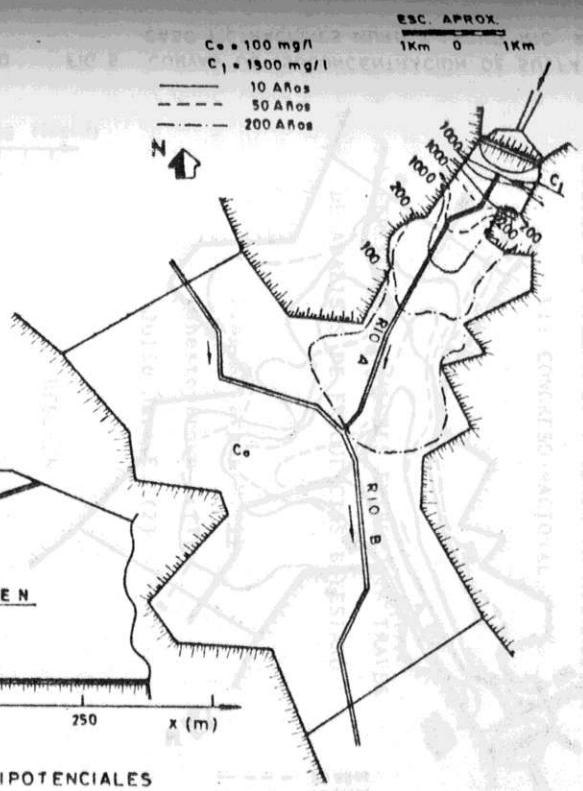

FIG. 4 CURVAS DE ISOCONCENTRACION DE SULFATOS. CASO FILTRACIONES A TRAVES DEL MURO

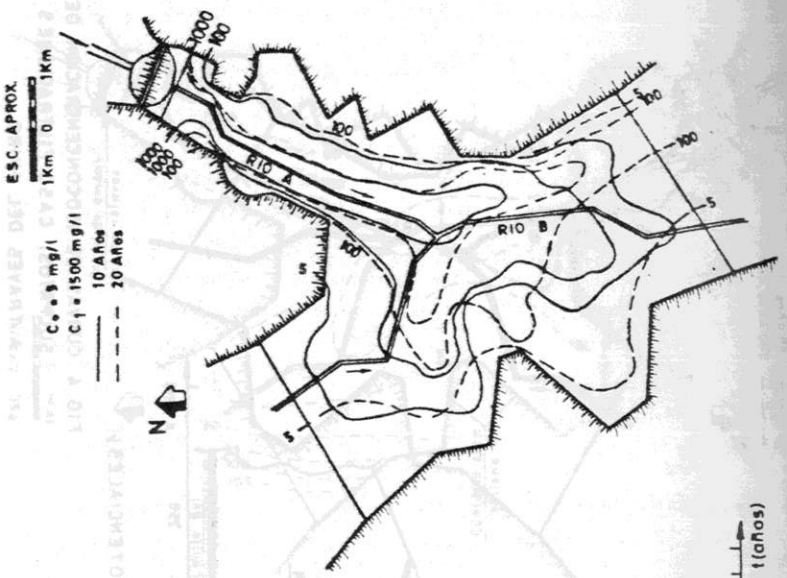

FIG. 6 CURVAS DE ISOCONCENTRACION DE SULFATOS
CASO: FILTRACIONES MURO Y LECHO RIO A

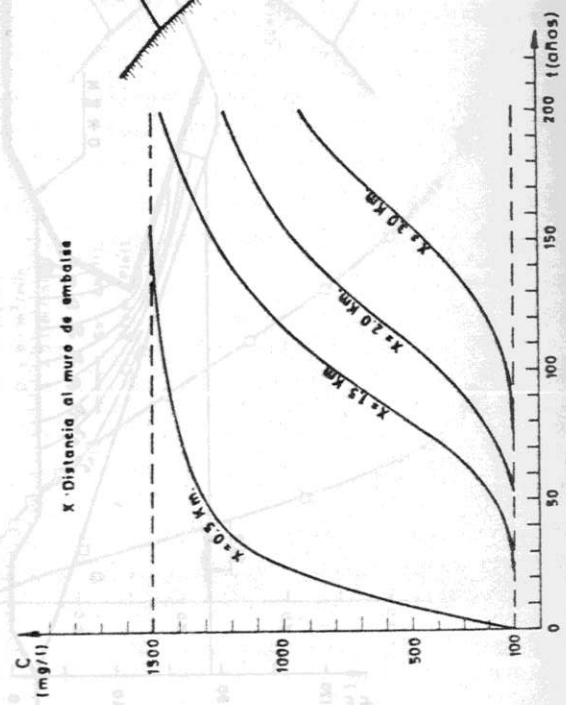

FIG. 5 CONCENTRACION DE SULFATOS EN EL TIEMPO

SOCIEDAD CHILENA DE INGENIERIA HIDRAULICA

VII CONGRESO NACIONAL

INFERENCIAS DE VALORES EXTREMOS A TRAVES DE ANALISIS DE FRECUENCIAS BAYESIANO

Ximena Vargas M. (1)

Ernesto Brown F. (1)

Julio Jara E. (2)

RESUMEN

Se presenta una metodología simple para realizar análisis de frecuencias de datos hidrológicos. Esta metodología, a través de un análisis de regresión entre la variable y el factor de frecuencia correspondiente a un modelo probabilístico, permite realizar inferencias de valores extremos y su varianza asociada, además, posibilita el uso de combinaciones de modelos, lo que disminuye la incertidumbre del valor inferido. El procedimiento se aplica a tres series de gastos máximos instantáneos, obteniéndose resultados que pueden considerarse promisorios.

---

(1) Ingenieros Civiles. Profesores e Investigadores. Centro de Recursos Hidráulicos. Departamento de Ingeniería Civil. Universidad de Chile.

(2) Ayudante de Investigación. Centro de Recursos Hidráulicos. Departamento de Ingeniería Civil. Universidad de Chile.