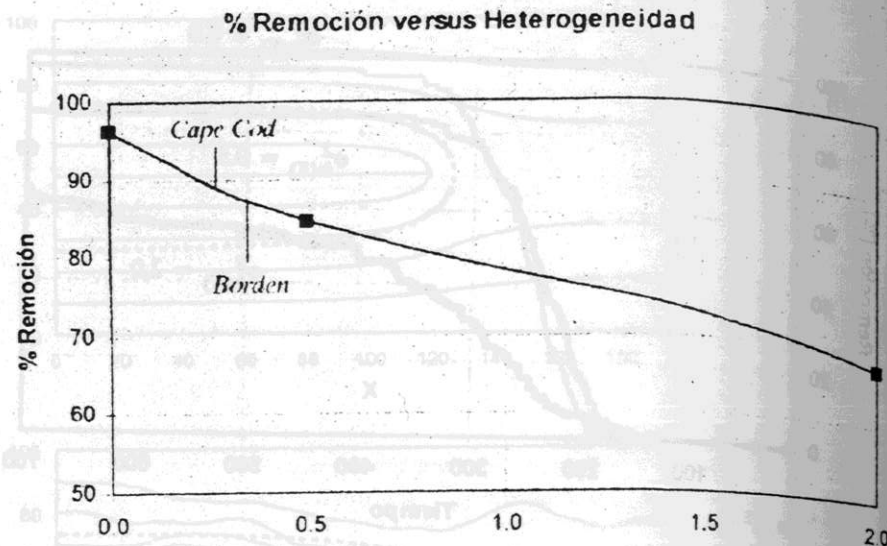


Fig. 8 Reducción de la capacidad de remoción debido a la heterogeneidad



2.- DETERMINACION CUALITATIVA DEL RIESGO DE CONTAMINACION DE ACUIFEROS BASADA EN EL METODO GOD

JOSÉ F. MUÑOZ P., Dr. Ing.⁽¹⁾
 PABLO RENGIFO O., Mag. Cs. Ing.⁽¹⁾
 EDUARDO ABUJATUM G., Ing. Civil⁽¹⁾

Se presenta una metodología para evaluar el riesgo de contaminación de fuentes de agua subterránea utilizadas para el abastecimiento de agua potable. El método propuesto, basado en el método paramétrico de puntuación GOD (Foster e Hirata, 1991) consiste en estimar de una manera cualitativa la vulnerabilidad del acuífero, la carga potencial de contaminante que puede ingresar a las zonas de captura de las fuentes de agua subterránea. La vulnerabilidad del acuífero se estima considerando los siguientes parámetros: G (modo de ocurrencia del acuífero), O (litología del acuífero), D (profundidad de la napa subterránea) y S (textura del suelo superficial). La carga potencial de contaminante se caracteriza de acuerdo a su grado potencial de contaminación y a su ubicación espacial sobre el acuífero. Las zonas de captura de los pozos utilizados con fines de agua potable, se determinan en base a un modelo numérico que simula el comportamiento del acuífero, considerando su funcionamiento en régimen permanente. Finalmente el riesgo de contaminación de los pozos se determina en forma cualitativa (bajo, intermedio, alto y extremo) analizando y comparando los índices de vulnerabilidad con los distintos agentes que pueden descargar contaminantes en las zonas de captura de los pozos. La metodología se ha aplicado a dos acuíferos en Chile, el del valle de la ciudad de Santiago y el del valle de la ciudad de Copiapó.

⁽¹⁾ Departamento de Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Pontificia Universidad Católica de Chile. Av. Vicuña Mackenna 4860. Santiago, Chile.

1.- Introducción.

El problema de la contaminación de las aguas subterráneas, se ha agudizado enormemente en muchos países en el último decenio y en algunos ya ha alcanzado un carácter de urgencia. Como una forma de solucionar en forma correcta el problema del saneamiento de las aguas potables en las zonas "críticas", la valoración del riesgo de contaminación de los acuíferos representa, por lo tanto, un instrumento imprescindible (Nicoletti y Spandre, 1996).

Con el objeto de entender el significado correcto de los conceptos que se utilizan para caracterizar el riesgo de contaminación de un acuífero se consideran las siguientes definiciones:

-Vulnerabilidad de un acuífero, que se entiende como la susceptibilidad natural que presenta el medio a la contaminación y está determinada por las características intrínsecas del acuífero.

-Riesgo de contaminación de un acuífero, que se entiende como la severidad de las consecuencias de una contaminación específica que pueda sufrir un acuífero y que depende no sólo de la vulnerabilidad sino también de la existencia o no de una carga contaminante que pueda ingresar al ambiente subsuperficial. Es importante dejar en claro la diferencia entre vulnerabilidad y riesgo, porque el riesgo de contaminación está determinado no sólo por las características intrínsecas del acuífero, las que son relativamente estáticas, sino también por la existencia de actividades potencialmente contaminantes, las que son esencialmente dinámicas.

-Riesgo de contaminación de un pozo o fuente de agua subterránea, que se entiende como la posibilidad de que una determinada carga contaminante ingrese al acuífero y sea conducida hacia las zonas donde se explota el agua subterránea. La evaluación del riesgo de contaminación de una fuente de agua potable, permitirá determinar si un episodio de contaminación podría dañar la calidad del agua de esa fuente. Se entiende entonces que el impacto producido por una contaminación específica en un acuífero depende no sólo de la vulnerabilidad sino también de la magnitud del episodio de contaminación, del tipo de explotación que se efectúa al acuífero y del valor y uso que se le da al recurso.

Entonces, es posible tener una vulnerabilidad alta en un acuífero, sin tener riesgo de contaminación si no existe una carga contaminante significativa; y tener un alto riesgo de contaminación en presencia de una baja vulnerabilidad, si la carga contaminante es excepcional (Lobo-Ferreira J.P. y M. Oliveira, 1997).

También, es importante reconocer que el riesgo de contaminación de un acuífero será diferente para diferentes cargas contaminantes. Por ejemplo, la calidad del agua subterránea puede tener un alto riesgo de contaminación frente a una carga de nitratos en la superficie, originada por prácticas agrícolas, y tener un bajo riesgo de contaminación frente a una carga de patógenos. Tiene entonces más sentido hablar de riesgo de contaminación en relación a una clase de contaminante particular, tal como los nutrientes orgánicos, metales pesados, patógenos, etc., y crear mapas de riesgo de contaminación del acuífero o de las fuentes de agua subterránea frente a cargas contaminantes específicas o grupos de contaminantes con características similares.

En este artículo se presenta una metodología para evaluar el riesgo de contaminación de fuentes de agua subterránea utilizadas para agua potable, frente a distintas cargas contaminantes, y se aplica a las ciudades de Santiago y Copiapó. El riesgo de contaminación de una fuente de agua subterránea se determina a partir de una superposición gráfica o digital, utilizando un Sistema de Información Geográfico (SIG), de tres características espaciales: a) vulnerabilidad del acuífero, b) cargas contaminantes que pueden ingresar al acuífero y c) zonas de captura de los diferentes pozos o grupos de pozos que son utilizados para el abastecimiento de agua potable, generando mapas a escala 1:25.000 o 1:50.000 para representar cada una de las características consideradas.

Vulnerabilidad intrínseca de un acuífero.

La evaluación de la vulnerabilidad de un acuífero, tiene como objetivo determinar zonas que sean más vulnerables a la contaminación que otras. La vulnerabilidad intrínseca de un acuífero es una propiedad relativa, no medible y sin dimensión. La precisión de la estimación de la vulnerabilidad depende de la cantidad y calidad de la información disponible para representar el objeto de estudio.

Diversas metodologías se han propuesto en los últimos años para evaluar la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos, entre las que se destacan por sus aplicaciones a casos reales, los métodos numéricos GOD (Foster e Hirata, 1991), DRASTIC (Aller et al., 1985) y también el método SINTACS (Civita, 1994). El éxito de estos métodos se debe a su relativa simplicidad de aplicación en situaciones muy diferentes entre sí, y al hecho de que las numerosas aplicaciones efectuadas han permitido un ajuste de los sistemas haciéndolos suficientemente seguros. Sin embargo hay que tener en cuenta que son modelos esencialmente cualitativos más que estrictamente cuantitativos.

El modelo DRASTIC estima la vulnerabilidad sumando los productos de cada valor de los parámetros multiplicados por un ponderador. Los parámetros utilizados son D: profundidad del nivel freático, R: recarga neta que se infiltra al suelo por unidad de superficie, A: litología y estructura del medio acuífero, S: tipo de suelo, T: pendiente del terreno, I: impacto de la zona no saturada y C: conductividad hidráulica. Considerando que cada parámetro influye en el resultado final y esta influencia varía en función del tipo de actividad que se desarrolla en el área de estudio, se introduce un ponderador que varía según el uso más o menos elevado de productos fitosanitarios.

El modelo SINTACS se basa en la valoración de 7 parámetros y se aplica fraccionando el objeto de estudio, mediante una retícula de elementos finitos y cuadrados de una dimensión apropiada a la escala de restitución, que por lo general es de 500 m. Los 7 parámetros utilizados son S: profundidad del nivel freático, I: infiltración eficaz anual, N: efecto de autodepuración de la zona saturada, T: tipología del material de recubrimiento, A: características litológicas del acuífero, C: conductividad hidráulica y S: pendiente de la superficie topográfica. El procedimiento consiste en la asignación de valores a los parámetros para todas las mallas, los que se multiplican por una serie de ponderadores que toman en cuenta el uso de productos fitosanitarios, la existencia de ríos difusos, el drenaje superficial y la Karstificación, y se suman obteniéndose así un índice de vulnerabilidad.

El modelo GOD estima la vulnerabilidad de un acuífero, multiplicando tres parámetros que representan tres tipos de información espacial: G: tipo de acuífero, O: litología y grado de consolidación de los estratos ubicados encima de la zona saturada, D: profundidad de la napa freática.

Nicoletti y Spandre (1996) efectúan una comparación de los métodos DRASTIC y SINTACS, observando que a pesar de ser metodologías diferentes, se obtienen zonas con casi idénticas estimaciones de vulnerabilidad.

El método GOD tiene una estructura simple y práctica que lo hace superior a los otros métodos para interpretar los resultados. El gran número de parámetros y de ponderadores en el método DRASTIC y SINTACS permite que variables tales como el tipo de litología del suelo sean ignoradas por otras menos relevantes tales como la movilidad del contaminante en la zona no saturada. Foster y Skinner (1995) sostienen que el índice de vulnerabilidad obtenido con el método DRASTIC es el resultado de la interacción de muchos parámetros con peso bastante discutibles, y algunos de los cuales no son independientes y aún más, muy fuertemente correlacionados.

El método GOD tiene asociado un buen y bien definido método para evaluar el riesgo de contaminación, basado en la indexación y sistematización de la carga contaminante con la obtención

de un valor numérico. En cambio, el método DRASTIC no tiene un procedimiento asociado para evaluar el riesgo de contaminación. Sólo hace referencia a una sistematización de la carga contaminante en base a ciertas características que se describen con el acrónimo IMPACT. Vrba y Zaporozec (1994) consideran que el gran defecto del método DRASTIC es su falta de flexibilidad para adaptarse a necesidades específicas.

Por tales motivos se decidió usar el método GOD para evaluar la vulnerabilidad de los acuíferos en las aplicaciones que se verán más adelante.

El método GOD estima la vulnerabilidad del acuífero a través de la multiplicación de tres fases discretas representadas por tres distintas coberturas de información espacial: G, O y D.

La primera fase corresponde a la identificación del tipo de ocurrencia de las aguas subterráneas (G) y su clasificación dentro de un rango de 0 a 1. El tipo de ocurrencia de las aguas subterráneas puede ser libre, confinada o semiconfinada. La clasificación de las aguas subterráneas se basa en la existencia de acuífero, pasando por acuíferos surgentes, confinados, semiconfinados, libres cubiertos a libres.

La segunda fase corresponde a la caracterización de los estratos encima de la zona saturada del acuífero (O). Esta se puede hacer en términos de dos características: (i) el grado de consolidación y, de esta forma, la presencia o ausencia de permeabilidad por fisuración y (ii) el carácter litológico, e indirectamente de esta forma, la porosidad relativa, permeabilidad y contenido de humedad o retención específica de la zona no saturada. Mediante esta información se puede obtener un valor en una escala 0,4 a 1,0. A este valor se le conserva un sufijo calificativo que indica, según los tipos litológicos, la presencia de fisuración y/o baja capacidad de atenuación, ya que estas características serán importantes más adelante en la interacción con la carga contaminante y la posterior evaluación del riesgo.

La tercera fase consiste en la determinación de la profundidad de la napa freática, para el caso de acuíferos libres, o la profundidad del techo para el caso de acuíferos confinados. Según el valor de esta profundidad (D), la tercera componente toma un valor entre 0,4 y 1,0.

El producto de estas tres componentes espaciales representa la variación espacial del índice de vulnerabilidad, que tiene un valor que varía entre 0 y 1, que indica desde una vulnerabilidad despreciable hasta una extrema.

Una limitación reconocida del método GOD es la no incorporación del papel de los suelos en la mitigación de vulnerabilidad, especialmente en zonas rurales donde existen fuentes agrícolas de contaminación. Foster e Hirata (1991) consideraron esta omisión durante la elaboración del manual CEPIS, pero en consulta con otros investigadores, decidieron omitir el parámetro debido al hecho de que muchos países no tienen cobertura nacional de mapeo de suelos, ni siquiera a nivel de reconocimiento. Por tanto, el incluirlo habría obstaculizado el empleo del método en muchos ambientes hidrogeológicos.

Sin embargo, la intención no es hacer caso omiso de este tipo de datos cuando se disponen, y para algunas cargas contaminantes, como las de la práctica agrícola, la incorporación de una matriz de susceptibilidad de lixiviación se considera indispensable (Adams y Foster 1992).

En este caso, se define una cuarta fase que corresponde a la clasificación del tipo de suelo (S). El método para considerar el factor suelo es análogo al utilizado con el parámetro S (tipo de suelo) de DRASTIC, ya que la clasificación de suelos disponible está hecha en base al sistema norteamericano. Dependiendo entonces del tipo de suelo en cuestión, y por lo tanto de su capacidad de dejar pasar los contaminantes, esta cuarta componente tomará un valor entre 0,5 y 1,0. Cabe destacar, que para las zonas urbanas el valor que se considera es 1,0 puesto que se supone inexistente esta capa de suelo o que simplemente el contaminante es depositado bajo ella. Bajo este nuevo escenario, el producto de las cuatro componentes espaciales: G, O, D y S representa la variación espacial del índice de vulnerabilidad.

Carga contaminante.

A diferencia de lo que sucede con la vulnerabilidad, la literatura especializada no presenta muchos métodos para evaluar y sistematizar la carga potencialmente contaminante dirigida al suelo. El único método que cuenta con una estructura bien elaborada y definida para evaluar sistemáticamente la carga contaminante, es el descrito por Foster e Hirata en 1991. Este método se desarrolló para evaluar el riesgo de contaminación a partir de la vulnerabilidad del acuífero estimada mediante el método GOD.

El método descrito por Foster e Hirata se basa en la identificación de un conjunto de características para las distintas componentes de la carga contaminante: tipo de fuente (puntual o difusa), tipo de contaminante (clasificación) y características de interacción con el medio de transporte (atenuación, degradación, persistencia, movilidad, etc.), intensidad, ubicación y forma de deposición del contaminante, y duración de la aplicación del contaminante. Cada uno de los factores descritos depende de dos o más características, que permiten asignarle un índice relativo entre 0 y 1, mediante gráficos especialmente diseñados para tal efecto. Los valores obtenidos se pueden multiplicar, obteniendo así un valor entre 0 y 1 para cada componente de la carga contaminante.

Desde un punto de vista teórico, y suponiendo una disponibilidad óptima de información, esta metodología permitiría evaluar cuantitativamente la carga contaminante. Sin embargo, en la mayoría de los casos, no se dispone de la información completa para la obtención de índices cuantitativamente confiables. Las aplicaciones llevadas a cabo, que se presentan más adelante, no están basadas en esta realidad.

Los otros métodos que aparecen en la literatura no tienen asociado una estructura bien definida y consisten básicamente en recomendaciones de cómo clasificar la carga contaminante. Por ejemplo, asociado al método DRASTIC hay una sugerencia sobre las características que se deberían tomar en cuenta para evaluar la carga contaminante (IMPACT).

Alternativamente, la metodología propuesta en este trabajo consiste en identificar y clasificar las potenciales fuentes de contaminación, labor destinada a ubicar espacialmente las actividades potencialmente contaminantes y obtener como resultado planos temáticos en papel transparente de las distintas actividades contaminantes, que se pueden superponer con el plano de vulnerabilidad para obtener una idea del riesgo de contaminación de las aguas subterráneas debido a las diferentes actividades potencialmente contaminantes que se desarrollan.

Riesgo de contaminación.

La definición de la forma en que interactúan la carga contaminante y la vulnerabilidad es la metodología para evaluar el riesgo.

El método propuesto por Foster e Hirata (1991), considera la determinación del riesgo de contaminación del agua subterránea mediante la multiplicación del índice de vulnerabilidad (valor entre 0 y 1) calculado mediante el esquema GOD y el índice de carga contaminante (valor entre 0 y 1) determinado por la ponderación de los factores: clase de contaminante involucrado definiendo degradación e interacción con el suelo, intensidad de la contaminación, modo de disposición y tiempo de aplicación. El producto de estos índices se clasifica en 5 tipos, dependiendo del valor obtenido: riesgo extremo, elevado, moderado, bajo y muy bajo.

Ciertos tipos de carga contaminante, como aquellos que contienen contaminantes altamente móviles y persistentes o los dispuestos bajo la napa freática, ocasionan un alto riesgo de contaminación del acuífero, en forma casi independiente de su vulnerabilidad. En todas las otras

circunstancias. la interacción (multiplicación) entre las componentes de carga contaminante y vulnerabilidad determinan el riesgo de contaminación. Foster e Hirata (1991) proponen un método gráfico de interacción entre ambas componentes y que consiste básicamente en un gráfico de dos ejes en el espacio en que se intercepten ambas resultará un cierto grado de riesgo.

No obstante en muchos casos prácticos, como se señaló con anterioridad, no es posible disponer de la información suficiente para determinar con algún grado de seguridad el índice de carga contaminante, por lo que no es posible aplicar directamente dicha metodología.

En forma alternativa, en este trabajo se determina el riesgo de contaminación cualitativamente. El esquema propuesto considera el tratamiento de las fuentes de contaminación contaminantes que se estiman relevantes por separado de modo que la resultante está dada por un conjunto de coberturas espaciales representativas de todas y cada una de las categorías contaminantes consideradas, en formato gráfico (mapas en papel transparente) o digital, que son superpuestas en forma independiente (de manera gráfica o digital) a la cobertura de vulnerabilidad, determinada a través del esquema GOD o GODS según sea la aplicación en cuestión, con el fin de estudiar la distribución espacial del riesgo de contaminación del acuífero por un contaminante específico.

Adicionalmente, se destaca la importancia de poder verificar o validar los resultados que se obtengan del análisis anterior. En este sentido, se recomienda recopilar datos de la distribución espacial de indicadores de contaminación para compararlos con la variación espacial del riesgo de contaminación.

Respecto de la metodología para evaluar el riesgo de contaminación de las fuentes de agua subterránea para agua potable, el esquema propuesto considera la determinación mediante una modelación hidrogeológica de las zonas de captura de las captaciones de agua subterránea y posterior contraste en forma gráfica o digital de dicha información con las coberturas espaciales de vulnerabilidad intrínseca del acuífero y de diversas categorías de contaminantes potencialmente consideradas.

5.- Aplicaciones.

5.1.- Acuífero valle de Santiago.

La zona de estudio abarcó un gran sector del acuífero de Santiago, desde el río Maipo por el sur hasta el sector de la comuna de Quilicura por el norte y desde el bloque preandino por el este hasta alrededor de la longitud del Aeropuerto Comodoro Arturo Merino Benítez por el oeste.

La evaluación de la vulnerabilidad de los acuíferos se llevó a cabo mediante el esquema GODS resultando que la mayor parte de la zona de estudio muestra una vulnerabilidad despreciable, baja o moderada. No obstante, existen áreas de vulnerabilidad alta y extrema que son en general de poca extensión.

Las fuentes de contaminación principales del acuífero identificadas y analizadas son: a) saneamiento in situ, b) cultivos agrícolas, c) actividades industriales, d) disposición de residuos sólidos y e) cursos superficiales.

A partir de la vulnerabilidad del acuífero y las diferentes actividades contaminantes existentes, se pudo concluir que en términos generales diversos sectores del acuífero del Gran Santiago presentan un riesgo de contaminación importante por una o más actividades potencialmente contaminantes.

Respecto de las plantas de pozos para producción de agua potable actualmente en operación, se estableció que varias presentan un riesgo importante de contaminación.

Acuífero valle de Copiapó.

La zona de estudio comprendió el acuífero del valle del río Copiapó desde aproximadamente con la quebrada Carrizalillo por aguas arriba hasta la angostura conformada por los cerros de la zona de Copiapó y Bramador por aguas abajo.

Como resultado de la aplicación del método GOD, resultó que la vulnerabilidad intrínseca para el acuífero de la zona de Copiapó varía entre baja y extrema, no identificándose una área de vulnerabilidad despreciable. La clase de vulnerabilidad más común en el área de estudio es la moderada, lo que implica que toda el agua subterránea de la zona de estudio es potencialmente vulnerable a ser contaminada, si se dan las condiciones adecuadas.

Se identificaron una serie de actividades potencialmente contaminantes en la zona de estudio, las cuales las principales son: saneamiento in situ, actividades mineras y actividades agrícolas.

Considerando la vulnerabilidad del acuífero y las diversas actividades contaminantes que se desarrollan en la zona, se pudo concluir que en términos generales el acuífero del valle del río Copiapó -en la zona de estudio- presenta un riesgo de contaminación significativo por una o más actividades potencialmente contaminantes. Al respecto, en la Figura 1 se presentan los principales tipos de actividades mineras existentes en la zona sobre el mapa de vulnerabilidad del acuífero.

En relación a los recintos de pozos para producción de agua potable actualmente en operación, se estableció que todos presentan un riesgo importante de contaminación. En este sentido, en la Figura 2 se muestra las zonas de captura de dichas plantas sobre el mapa de vulnerabilidad del acuífero.

Conclusiones.

Se propone una metodología para la evaluación del riesgo de contaminación de las fuentes de agua subterránea para agua potable, basada en técnicas desarrolladas recientemente que se describen y discuten, la que resulta adecuada a la realidad de un país en vías de desarrollo. Dicha metodología consiste en la determinación y comparación de la vulnerabilidad de los acuíferos, las actividades potencialmente contaminantes a la napa subterránea y las zonas de captura de las fuentes de agua subterránea para agua potable.

La metodología propuesta se aplicó satisfactoriamente a los acuíferos del Gran Santiago y del valle del río Copiapó en el sector de la ciudad homónima resultando riesgos de contaminación despreciables para algunos de los recintos de pozos localizados en la primera y todas las plantas de pozos ubicadas en la segunda.

Agradecimientos

Los autores agradecen a quienes de una u otra manera han participado en el desarrollo del presente trabajo. A EMSSAT S.A., y particularmente a los Señores Nicolás Álvarez y Rodrigo Véliz, por la colaboración dispensada y el hecho de hacer posible la publicación de este trabajo. Al CPR & al Departamento de Geología de la P.U.C. de Chile, y especialmente a la Señorita Jéssica Acevedo, por su generosa colaboración y soporte en el área de la cartografía digital.

REFERENCIAS

ALLER, L., T. BENNETT, J.H. LEHR Y R. PETTY, 1985. DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. US-

EPA Report 600/2-85/018.

CIVITA, M., 1994. Le carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento: teoria e pratica. Pitagora Editrice Bologna. 325 pp.

FOSTER, S.S.D. Y R.C.A. HIRATA. 1991. Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas. CEPIS, Lima, Perú.

LOBO-FERREIRA, J.P. Y M. OLIVEIRA, 1997. Drastic groundwater vulnerability mapping of Portugal. XXVII IAHR Congress, San Francisco. pp 132-137.

NICOLETTI, F.P. Y R. SPANDRE, 1996. Valoración del riesgo de Contaminación de las aguas subterráneas por nitratos mediante el uso de los modelos paramétricos Drastic y Sintacs. Ingeniería del agua. Vol 3 No. 4 diciembre, pp 7-24.

Fig. 1 Riesgo de contaminación del acuífero por disposición de relaves mineros en tranques de relave

