

LA VULNERABILIDAD DE LOS ACUIFEROS LIBRES UTILIZANDO FUNCIONES DE TIEMPO DE VIAJE

Teresita Betancur Vargas

Profesora Posgrados Ambiental

Facultad de Ingeniería. Universidad de Antioquia

Beatriz Amparo Wills Betancur

Profesora Centro de Investigaciones Ambientales

Facultad de Ingeniería. Universidad de Antioquia

Orfely María Rueda Gallo

Estudiante Ingeniería Sanitaria.

Facultad de Ingeniería. Universidad de Antioquia

RESUMEN

La determinación del grado de vulnerabilidad de un acuífero representa un instrumento de apoyo para la gestión de los recursos hídricos y para la planificación y ordenamiento de un territorio, en la medida en que garantiza la conservación agua subterránea.

El lograr determinar procedimientos para la construcción de mapas de vulnerabilidad utilizando parámetros cuantificables y medibles, incorporados a una función, constituye una metodología practica y con importantes ventajas sobre las tradicionales. Se considera que el tiempo de viaje de una sustancia contaminante desde la superficie hasta el acuífero constituye un buen indicador de la vulnerabilidad.

ABSTRACT

The determination of an acquiferus vulnerability degree represents a support instrument for hydraulic resources management. It is also important for territory ordering and planning because it guarantors groundwater conservation.

Achieving the determination of procedures for vulnerability maps construction, using measurable parameters, integrated as a function, is a practical methodology with very important and vantages over traditional methodologies. It is considered that the pollutant trip time from the surface to the acquiferous is a good vulnerability indicator

1. INTRODUCCIÓN

El agua es parte esencial de todos los seres vivos, y un recurso indispensable para su supervivencia. El ciclo hidrológico, en alguna medida, garantiza la

continua renovación de agua pero los efectos climáticos, geofísicos y antrópicos alteran el comportamiento de ese ciclo a través del espacio y el tiempo.

Un recurso natural inagotable o que puede

autorenovarse en tiempos comparables a la vida humana, es un recurso renovable; uno irrecuperable o cuya renovación natural sea excesivamente lenta, es un recurso no renovable. El estado de deterioro que ha alcanzado la calidad del agua amenaza con ubicarla hoy dentro de los recursos no renovables. El agua subterránea constituye una muy importante reserva para satisfacer la demanda del recurso hídrico.

El uso del suelo es un factor que repercute de manera directa en las características de las aguas que se almacenan debajo de él, el agua en su recorrido desde la superficie hacia los acuíferos puede incorporar sustancias que afectan su calidad.

Dependiendo de las propiedades físicas de los suelos, de su uso, de la disposición del agua subterránea, ésta es más o menos susceptible de ser deteriorada.

La determinación del grado de vulnerabilidad de un acuífero representa un instrumento de apoyo para la gestión de los recursos hídricos y para la planificación y ordenamiento de un territorio, en la medida en que garantiza la conservación del recurso agua.

Las metodologías de evaluación de vulnerabilidad de acuíferos evolucionan desde procedimientos cualitativos basados en asignación subjetiva de índices de vulnerabilidad hacia la definición de procedimientos que tratan de incorporar parámetros medibles y cuantificables.

La conductividad hidráulica, la profundidad del nivel freático, el potencial del agua, el tipo de sustancias contaminantes, son todos factores que intervienen en el tiempo que tardan estas en alcanzar el nivel freático e incorporarse a las fuentes subterráneas de agua. El lograr establecer una función o una serie de funciones que permitan cuantificar ese tiempo de viaje y representarlo sobre un mapa constituye sin lugar a dudas una importante herramienta de gestión para la protección de los acuíferos libres.

Mediante este estudio se propone una metodología para la evaluación de la vulnerabilidad de los acuíferos libres, a partir de la cuantificación de los tiempos de viaje de sustancias contaminantes en la zona vadosa mediante las condiciones de flujo de agua en medios porosos.

Para determinar una función que calcule el tiempo de viaje de una sustancia contaminante desde la superficie

hasta alcanzar un acuífero libre es necesario identificar y adoptar un concepto de vulnerabilidad de acuíferos, explorar las características de la zona vadosa y la interrelación entre los elementos que en ella se encuentran: suelo - agua - aire, se requiere revisar los conceptos de permeabilidad y conductividad hidráulica, es necesario evaluar las funciones de flujo a través de la zona no saturada y discutir los procesos de transporte y atenuación de contaminantes

La aplicación de una función de tiempo de viaje requiere una cuidadosa determinación en campo de los parámetros físicos que en ella intervienen, mapear cada uno de ellos y ejecutar las operaciones de superposición y análisis que conduzcan finalmente a obtener una representación espacial de ella. La utilización de un Sistema de Información Geográfica, SIG, agiliza la realización de esta tarea.

Normalmente los conceptos Amenaza, Vulnerabilidad y Riesgo se enmarcan dentro del contexto de los Desastres Naturales y solo en condiciones excepcionales la contaminación de un recurso natural se considera como tal.

Cabe aquí dejar a manera de interrogante la siguiente inquietud: ¿la pérdida del agua de un acuífero contaminado, agua que puede representar una alternativa para abastecer una comunidad no merece catalogarse como Desastre Natural?.

2. EL CONCEPTO DE VULNERABILIDAD

La vulnerabilidad en sí misma constituye un sistema dinámico, es decir, que surge como consecuencia de la interacción de una serie de factores y características (interna y externas) que convergen en un sitio determinado y en donde se incorpora una dimensión temporal particular.

La vulnerabilidad corresponde a la predisposición o susceptibilidad que tiene un elemento de ser afectado o de sufrir una pérdida. En consecuencia, la diferencia de vulnerabilidad de los elementos determina el carácter selectivo de la severidad de los efectos de un evento externo sobre los mismos.

La vulnerabilidad, en términos generales, puede clasificarse como de carácter técnico y de carácter social, siendo la primera más factible de cuantificar en términos físicos y funcionales, a diferencia de la segunda, que prácticamente sólo puede valorarse

cualitativamente y en forma relativa, debido a que está relacionada con aspectos económicos, educativos, culturales, ideológicos, etc.

El análisis de vulnerabilidad es un proceso mediante el cual se determina el nivel de exposición a la pérdida de un elemento o grupo de elementos ante una amenaza específica, contribuyendo al conocimiento del riesgo a través de interacciones de dichos elementos con el ambiente peligroso. Los elementos bajo riesgo son los contextos social y material, representados por las personas y por los recursos y servicios que pueden ser afectados por la ocurrencia de un evento.

Desde el punto de vista metodológico, es ampliamente aceptado que el riesgo se obtiene relacionando la probabilidad de ocurrencia del fenómeno que lo genera, denominado amenaza, con la predisposición que ofrecen los elementos amenazados a ser afectados por el fenómeno, denominado vulnerabilidad.

Es así como los conceptos de vulnerabilidad y riesgo están íntimamente ligados entre sí, puesto que, por definición, un fenómeno de la naturaleza y obviamente uno de origen humano sólo adquirirá condición de riesgo cuando su ocurrencia se dé, o se prevea, en un espacio ocupado por una comunidad que sea vulnerable frente a dicho fenómeno. El riesgo afrontado por la gente tiene que considerarse como una combinación compleja de vulnerabilidad y amenaza o peligro.

3. VULNERABILIDAD DE ACUIFEROS

El término Vulnerabilidad a la Contaminación de Acuíferos se utiliza para referirse a las características intrínsecas que determinan la susceptibilidad de un acuífero a ser adversamente afectado por una carga contaminante (Foster 1987)

La vulnerabilidad del acuífero es función de la inaccesibilidad, en sentido hidráulico, a la penetración de contaminantes y a la capacidad de atenuación de los estratos que conforman la Zona no Saturada, ZNS, con relación a su retención física y reacción química con contaminantes.

La forma como el contaminante se dispersa en el subsuelo, asociado a la carga hidráulica, las características del contaminante en términos de su movilidad y

persistencia determinan el tiempo de residencia en la ZNS y la demora (tiempo) de la llegada del contaminante al acuífero así como el grado de atenuación, retención o eliminación antes de llegar al acuífero.

La determinación de la vulnerabilidad a cada contaminante o a cada clase de contaminantes individualmente; o a cada tipo de actividades contaminantes, tendría más rigor que la evaluación de la vulnerabilidad en general (Mejía, 1995). Una Vulnerabilidad General a un contaminante Universal en un escenario típico de contaminación tiene validez limitada (Andersen, 1987).

Todos los acuíferos son vulnerables a contaminantes persistentes no degradables generados por una actividad contaminante ampliamente distribuida.

Además los acuíferos que se consideran menos vulnerables tienden a ser más difíciles de rehabilitar una vez contaminados. En este sentido podrían considerarse como altamente vulnerables.

Teniendo en cuenta las características de algunos parámetros físicos del acuífero y del suelo, en la década de los 80 Foster e Hirata (CEPIS 1991) proponen una metodología cualitativa para evaluar la vulnerabilidad y el riesgo de un acuífero a ser contaminado. El cálculo de índices de vulnerabilidad permite la construcción de mapas. Esta metodología se conoce con la designación de DIOS.

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos, EPA, entre 1986-87, desarrolla una nueva metodología, el DRASTIC, para la evaluación de la contaminación potencial del agua subterránea usando conjuntos hidrogeológicos (Instituto Tecnológico GeoMinero de España, 1995).

A partir de las ecuaciones de flujo a través de la Zona No Saturada y de advección - dispersión, se han propuesto modelos numéricos en elementos y diferencias finitas para resolver el problema de transporte de un contaminante a través de medios porosos. Los módulos CTRAN/W del Geo-Slope y MT3D del ModFlow son herramientas computacionales que ayudan a resolver este problema.

Finalmente, las funciones de tiempo de viaje en las cuales se involucran factores cuantificables como porosidad, permeabilidad, diferencia de potencial y distancia, ofrecen aproximaciones regionales para cuantificar el tiempo que tarda un soluto en atravesar

la Zona No Saturada, sin embargo no consideran que los procesos de transporte dependen de características del medio y de las sustancias transportadas.

4. LOS PARAMETROS DE UNA FUNCION DE TIEMPO DE VIAJE.

Cuando se hace referencia a los contaminantes que pueden llegar a los acuíferos libres desde la superficie terrestre, diluidos en agua de infiltración se involucran las ecuaciones generales de flujo de agua subterránea con consideraciones especiales para medios no saturados. La forma como se distribuye el agua verticalmente en el suelo permite establecer claras diferencias entre los comportamientos de las zonas saturada y no saturada, y dentro de las subzonas de esta última. Los procesos físicos en la ZNS están condicionados por la interfase agua-aire-suelo; y las condiciones de gradiente de potencial total, contenido de humedad y conductividad hidráulica regulan el movimiento de fluidos. Bajo ciertas consideraciones especiales de estos parámetros se establecen condiciones que permiten aplicar la Ley de Darcy y la teoría elemental de la infiltración al transporte de contaminantes.

4.1. Distribución vertical del agua en el suelo

El agua que se infiltra en el terreno y queda por debajo de la superficie ocupa los poros del suelo y las rocas y se sitúa a diferentes profundidades, distribuyéndose en dos zonas: la zona no saturada (ZNS) o de aereación y la zona saturada (ZS) (figura 1). En la ZNS los poros están ocupados parcialmente por agua y por aire, y el exceso de agua por encima de la que es posible retener por las partículas, circula verticalmente por acción de la gravedad (percola) hacia la zona de saturación en donde el agua llena todos los intersticios existentes y se encuentra siempre a una presión mayor que la atmosférica, cuando menos, igual a ella (en la superficie freática); la dirección fundamental del movimiento del agua en esta zona es horizontal.

Un perfil de suelo en un momento determinado puede contener agua a lo largo de su dimensión vertical. Transcurrido un cierto tiempo sin que se alteren las condiciones de aportación y estructura, el agua tiende a alcanzar un relativo equilibrio y queda distribuida en una serie vertical de zonas de humedad. Por eso

cuando se empleen los términos ZNS y ZS debe quedar implícita la referencia a la variable tiempo, mantenidas las condiciones iniciales.

4.2. Zona no saturada

En 1923, Meinzer (citado por Varela, 1991) dividió la zona no saturada en tres subzonas: Subzona de Agua del Suelo, Subzona Intermedia y Subzona Capilar.

La Subzona de agua del suelo se extiende a partir del terreno hasta la profundidad de las raíces de las plantas, por lo que su espesor quedará definido por el tipo de suelo y de la vegetación. Es caracterizada por sus interrelaciones netas con la atmósfera mediante evaporación, convección y transpiración de las plantas.

La subzona intermedia ocupa la región comprendida entre el límite inferior de la subzona de agua del suelo y el límite superior de la subzona capilar. La subzona puede no existir prácticamente en los lugares donde el nivel freático esté muy cerca de la superficie del terreno y puede tener un gran espesor, si el nivel freático está lejos de dicha superficie.

En la subzona intermedia el agua existente es, fundamentalmente, la adherida a las partículas (agua pelicular) y, eventualmente agua gravitacional en su proceso de percolación hacia capas más profundas, es decir, donde el flujo presenta en general una componente predominante vertical, en sentido ascendente o descendente, según las condiciones que imperen en el momento dado en esa parte del perfil del terreno.

La subzona capilar está prácticamente saturada de agua, ya que es la que se extiende por encima de la superficie freática donde el agua se eleva a causa de la llamada atracción capilar. El espesor de la subzona por encima del nivel freático está definido por el límite de la elevación capilar del agua y en general es reducido. Lo que la distingue de la verdadera zona de saturación, es que en ella la presión del agua está por debajo de la presión atmosférica; y además comparte rasgos de la zona no saturada en cuanto a sus condiciones de tensión y de la zona saturada al permitir el movimiento en la dirección del gradiente local del agua subterránea.

4.3. Porosidad: Interfase agua-aire-suelo en la zona no saturada

En la ZNS los poros del suelo están ocupados por cantidades variables de agua y aire. En general, los poros de mayor tamaño confieren al terreno sus características de permeabilidad y aireación y los poros de menor tamaño son los responsables de la capacidad de retención del agua. La porosidad total no tiene tanta trascendencia en la retención de la humedad y en el movimiento del agua como la distribución de los poros de diferente tamaño.

El aire contenido en el suelo puede jugar un papel relevante en la ZNS. Un frente de masa fluida tendrá inicialmente un contorno irregular y el aire será desplazado en varios puntos del suelo; la energía requerida para dicho desplazamiento hará disminuir la velocidad de infiltración. A medida que avanza el frente de saturación, minúsculas bolsas de aire se erigirán en barreras de dicho avance, sin embargo, si dicho frente continúa su curso, parte del aire acabará disolviéndose en respuesta a las reacciones en la fase líquido-gas.

Al coexistir agua y aire en los poros del suelo, el concepto y magnitud de la porosidad no son suficientes para expresar el estado de humedad del mismo en un momento dado, por lo que se precisa otro parámetro, θ , *contenido volumétrico* (cm^3/cm^3) de agua (grado de humedad) en el suelo. Los valores de θ están comprendidos entre cero, correspondiente a un suelo totalmente seco, y un máximo de saturación S , cuando todos los poros están ocupados por agua.

4.4 Potencial total del agua en el suelo

El estudio del movimiento del agua en terrenos no saturados es mucho más complejo que en medios saturados, ya que el movimiento no sólo es inducido por esfuerzos gravitatorios, sino que otros esfuerzos tales como los capilares (adhesión y cohesión) juegan un papel que puede llegar a ser dominante, actuando en sentido contrario a la fuerza de gravedad. Y los esfuerzos osmóticos, electroosmóticos, etc., pueden en ciertas circunstancias ser importantes. En el medio no saturado existen dos fases fluidas presentes, aire y agua y el aire contiene vapor de agua que se forma o se condensa según las condiciones. Todo ello unido a la variación de las propiedades hidráulicas con la

humedad del terreno y a los fenómenos de histéresis, hace que para este complejo fenómeno el estudio sea realmente dificultoso.

Los componentes básicos del potencial del agua (energía por unidad de masa) en el suelo son:

- El potencial *osmótico* es el originado por la atracción iónica de solutos por el agua. Este potencial es negativo, y salvo en casos de suelos arcillosos muy salinos, o influencia relativa en el potencial total de agua en el suelo es muy limitado.
- El potencial *gravitacional* es la energía resultante de la fuerza de gravedad actuando sobre el agua en un punto determinado. Es función de la gravedad en ese punto, de la densidad del agua y de la cota del punto con respecto a un nivel de referencia. Su magnitud es negativa si se toma como plano de referencia la superficie del terreno.
- El potencial de *presión* equivale a la energía potencial debida a las fuerzas generadas entre la matriz del suelo y el agua por la acción combinada de tensión superficial, atracción molecular e intercambio iónico.

En condición saturada, el potencial total (ψ_t) del agua se debe principalmente al potencial hidrostático (ψ_h) y al potencial de gravedad (ψ_z), así puede decirse que:

$$v = k \frac{dH}{dz} \quad \text{ó} \quad v = k \frac{d(h+z)}{dz}$$

En condiciones no saturadas potencial total (ψ_t) se debe principalmente al potencial matricial (ψ_m) y al potencial osmótico (ψ_o), cuya suma representa el potencial hidráulico (ψ_h), en este caso:

$$v = k(\phi) \frac{d\psi_h}{dz} \quad \text{ó} \quad v = k(\theta) \frac{d(\psi_m + \psi_o)}{dz}$$

4.5 Conductividad hidráulica

La permeabilidad depende de la porosidad total del suelo, f , del contenido de humedad θ , y de la distribución del tamaño de poros. Cuando el suelo esta saturado todos los poros están llenos de agua y actúan como conductores. En esta condición la permeabilidad es máxima y tanto mayor si predominan poros grandes. En condición insaturada,

la situación es diferente; los poros vacíos no conducen agua y disminuye entonces, el área efectiva para la transferencia de esta; además, se hace más tortuoso o sinuoso el circuito por el cual debe moverse el agua.

Según la Ley de Poiseville, (IGAC, 1990), el flujo de agua en un tubo es proporcional a la cuarta potencia del radio. En primer lugar, como los primeros poros en vaciarse cuando el suelo se seca son los más grandes, la permeabilidad de éstos se reduce abruptamente apenas finalice la saturación. En segundo lugar aparece el rozamiento del agua con el aire, aunque este efecto es pequeño en general. En tercer lugar, con bajos contenidos de agua, el movimiento del agua se ve frenado por la adhesión. En cuarto lugar debe considerarse que en medios con bajo contenido de agua y/o arcillosos, el movimiento del agua puede originar esfuerzos osmóticos, electrosmóticos, electorviscosos y electrocapilares que se oponen al movimiento.

Las propiedades físicas del agua varían con la temperatura, la viscosidad lo hace más que la densidad, de modo que un aumento en temperatura aumenta el valor de la relación densidad/viscosidad y por consiguiente también la velocidad del movimiento del agua. Los términos ρ , g , k y θ suelen consolidarse y tratarse como una única entidad física, llamada conductividad hidráulica (K) para describir en particular la capacidad del suelo para transmitir agua:

$$k(\theta) = \frac{\rho g k \theta}{\eta}$$

El valor máximo de $K(\theta)$ se alcanza a saturación, es decir cuando el agua ocupa todo el espacio poroso del suelo.

4.6. Contaminación de acuíferos

La calidad de un agua subterránea depende mucho de las condiciones del acuífero, de su litología, de su velocidad de circulación, de la calidad del agua de infiltración, de las relaciones con otras aguas o acuíferos y de las Leyes de movimiento de sustancias transportadas por el agua, y además de factores hidrodinámicos.

Actividades humanas que afectan la calidad y modificación en el régimen hidráulico superficial y

subterráneo producen diferente grado de contaminación de los acuíferos.

El agua es el solvente más abundante en la naturaleza y es capaz de incorporar gran cantidad de sustancias al estar en contacto con las tierras por las cuales circula. Las aguas subterráneas tienen una mayor oportunidad de disolver materiales por las mayores superficies de contacto, lentas velocidades de circulación y mayores presión y temperatura a las que está sometida y facilidad de disolver CO_2 del terreno no saturado. De esto resulta que las concentraciones de sales sean mayores en aguas subterráneas que en aguas superficiales, no así las materias en suspensión y la materia orgánica.

La contaminación de las aguas de superficie es fácilmente detectable y por ello es posible implementar acciones para remediarla o para evitarla. No sucede lo mismo con las aguas subterráneas, que al no ser visibles y estar su explotación muy distribuida, la acción protectora o remedial llega con frecuencia tarde, y ello en el supuesto de que se llegue a producirse. Además, cuando la contaminación se hace perceptible, usualmente ya ha alcanzado un importante desarrollo de extensión.

De una forma general puede decirse que las aguas subterráneas pueden sufrir una contaminación directa, sin dilución, cuando se introducen directamente las sustancias contaminantes en el acuífero o bien una contaminación indirecta, con dilución, cuando se produce por contaminación de la recarga natural o por entrada de aguas contaminadas; sucediendo esto principalmente en los acuíferos libres sin materiales impermeables que los protejan. Los acuíferos confinados con un nivel impermeable superior están protegidos naturalmente contra la contaminación.

Del mismo modo que un acuífero resiste a la contaminación, una vez que se ha producido y establecido la regeneración suele ser extraordinariamente lenta, a veces de muchos años, si es que puede lograrse por medios económicamente viables. Lógicamente, la persistencia y evolución depende del contaminante, pues mientras unos son fácilmente degradables naturalmente, otros lo son con dificultad y otros son estables.

Una vez que un acuífero o una parte del mismo ha sido contaminado, el proceso de regeneración es difícil técnica y económicamente, no sólo por la

inversión necesaria, sino también por la necesidad de buscar otra fuente de abastecimiento mientras el acuífero permanezca contaminado. Si los contaminantes son degradables o son fijados por el terreno, la descontaminación se reduce con el tiempo, pero si se trata de contaminantes estables, éstos pueden permanecer indefinidamente y su desaparición sólo se produce por dilución en todo el volumen del acuífero o por renovación del agua del acuífero.

Los factores que gobiernan la migración de un contaminante se pueden considerar en términos de procesos de transporte y atenuación. Los procesos de transporte se pueden representar matemáticamente por ecuaciones basadas en las Leyes del flujo. Esas ecuaciones se pueden combinar con la ecuación de balance de masa, y obtener a la siguiente ecuación de Advección-Dispersión (en una dimensión).

$$\theta D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - U \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda \theta C - \lambda S \rho_d = \left(\theta + \rho_d \frac{\partial S}{\partial C} \right) \frac{\partial C}{\partial t}$$

Donde: C = Concentración.

θ = Contenido Volumétrico de agua.

D = Coeficiente de dispersión hidrodinámica.

U = Velocidad de Darcy.

S = Adsorción.

ρ_d = Densidad seca del medio poroso.

t = tiempo.

x = distancia en la dirección x.

El primer término de la ecuación representa transporte por dispersión, el segundo transporte por advección, el tercero pérdida de masa en la fase fluida, y el cuarto pérdida de masa en la fase sólida. El término de la derecha representa el almacenamiento de masa en la fase fluida debido a cambios en la concentración.

5. MAPAS DE VULNERABILIDAD DE ACUÍFEROS APLICANDO FUNCIONES DE TIEMPO DE VIAJE

Foster e Hirata desde la década de los 80s cuando plantearon una metodología para la evaluación de la vulnerabilidad de los acuíferos, manifestaron que el tiempo de residencia en la ZNS es una función de la tasa de infiltración anual por precipitación y del promedio del

contenido de humedad de la zona y presentan el esquema de la figura 2 en el cual ilustran una idea de lo que pueden representar los tiempos de viaje

Ya se ha planteado que la ZNS representa la primera y más importante defensa natural contra la contaminación de las aguas subterráneas y que a través de ella el flujo es normalmente lento y está restringido a los poros más pequeños. Bajo diferentes consideraciones de la importancia relativa que tienen los procesos de migración de fluidos en la zona vadosa se han presentado diferentes ecuaciones de movimiento; de ellas se deducen las funciones de tiempo de viaje que se presentan en el siguiente numeral.

5.1. Tiempo de viaje

El trabajo Metodología para la Elaboración de Mapas de Vulnerabilidad de Acuíferos Aplicando Funciones de Tiempo de Viaje y Apoyados en un SIG (Betancur, Wills y Rueda. 1999) logra a partir de las ecuaciones de movimiento de agua a través de la ZNS, establecer varias posibles funciones de tiempo de viaje, cuya validez debe confrontarse con aplicaciones prácticas..

La forma más sencilla de deducir el tiempo de viaje es a partir de la relación lineal de Darcy y asumiendo que la velocidad es la relación entre distancia y tiempo:

$$t = \frac{n_e \Delta L^2}{k \Delta h}$$

De la ecuación

$$v = \frac{\rho g k}{\eta} * \frac{d\phi}{dz}$$

se obtiene que:

$$t = \frac{A}{v} * \left(\frac{\rho g k}{\eta} * \frac{d\phi}{dz} \right)$$

Si se asume que los potenciales molecular y osmótico son los que principalmente condicionan el flujo en la ZNS, se tendrá que:

$$t = k(\theta) \frac{d(\psi_m + \psi_o)}{dz} * \frac{1}{l}$$

La Ley de Darcy aplicada a medios no saturados y la teoría de la infiltración conducen a que:

$$\frac{\Delta\theta}{k} * \left(\frac{l}{l+H+h} \right) dl = dt$$

Integrando:

$$\frac{k}{\Delta\theta} t = 1 - (H + h) * \ln\left(1 + \frac{l}{H + h}\right)$$

$$t = \frac{\Delta\theta}{k} \left(1 - (H + h) * \ln\left(1 + \frac{l}{H + h}\right) \right)$$

Es claro que todas estas ecuaciones hacen referencia a tiempo de viaje de un fluido que se desplaza verticalmente desde la superficie del terreno hacia el acuífero y por lo tanto al momento de usarlas como funciones de vulnerabilidad suponen procesos de difusión de contaminantes en el agua. Por lo tanto cuando se requiera hacer referencia a vulnerabilidad por grupos de contaminantes o conjuntos de actividades contaminantes será necesario hacer en cada caso análisis detallados de los procesos de atenuación que ocurran según la sustancia específica que se considere y las características físicas de la ZNS. Esto conduce a que para las expresiones de tiempo de viaje propuestas se requiera de un factor de corrección que podría actuar como coeficiente de la función.

$$t_v = b * t$$

Donde:

tv : Tiempo de viaje

b: Coeficiente dependiente del tipo o actividad contaminante

t: Tiempo calculado mediante funciones de tiempo de viaje.

5.2. Mapas de vulnerabilidad utilizando funciones de tiempo de viaje

La construcción de mapas de vulnerabilidad de acuíferos utilizando funciones de tiempo de viaje se hace mediante la realización de operaciones de superposición y análisis espacial de mapas temáticos en los cuales se disponga de la información relacionada con cada una de las variables de la función:

- Profundidad del nivel freático
- Conductividad hidráulica de la ZNS
- Diferencia de potencial total
- Contenido de humedad
- Porosidad

Si cada mapa temático esta disponible en formato digital compatible con un software para SIG, es posible, en el modo raster, realizar las operaciones, primero de álgebra de mapas y luego de clasificación para obtener mapas de vulnerabilidad de acuíferos aplicando la función de tiempo de viaje. Una vez determinado el tiempo de viaje, dependiendo del criterio del planificador, se establecen rangos de clasificación y se determinan rangos temporales que permitan no solo tener una escala relativa de valores de vulnerabilidad, sino también definir el tipo de medidas a tomar para la protección del recurso.

En la serie de esquemas de la figura 3 se ilustra los resultados de la aplicación de una función de tiempo de viaje, utilizando la metodología aquí propuesta.

6. CONCLUSIONES

- La determinación del grado de vulnerabilidad de un acuífero representa un instrumento de apoyo para la gestión de los recursos hídricos y para la planificación y ordenamiento de un territorio, en la medida en que garantiza la conservación del recurso agua.
- Las metodologías de evaluación de vulnerabilidad de acuíferos evolucionan desde procedimientos cualitativos basados en asignación subjetiva de índices de vulnerabilidad hacia la definición de procedimientos que tratan de incorporar parámetros medibles y cuantificables.
- Las de funciones que permitan cuantificar el tiempo de viaje de un contaminante desde la superficie y, y su representación sobre un mapa constituye sin lugar a dudas una importante herramienta de gestión para la protección de los acuíferos libres.
- Normalmente los conceptos Amenaza, Vulnerabilidad y Riesgo se enmarcan dentro del contexto de los Desastres Naturales y solo en condiciones excepcionales la contaminación de un recurso natural se considera como tal.
- El termino Vulnerabilidad a la Contaminación de Acuíferos se utiliza para referirse a las características intrínsecas que determinan la susceptibilidad de un acuífero a ser adversamente afectado por una carga contaminante.
- Los procesos físicos en la ZNS están condicionados por la interfase agua-aire-suelo; y las condiciones de

gradiente de potencial total, contenido de humedad y conductividad hidráulica regulan el movimiento de fluidos.

- Bajo ciertas consideraciones especiales de estos parámetros se establecen condiciones que permiten aplicar la Ley de Darcy y la teoría elemental de la infiltración al transporte de contaminantes.
- Cada una de las ecuaciones de movimiento de agua a través de la ZNS incorpora la variable tiempo

y en cada caso es posible entonces deducir expresiones para formular el tiempo de viaje.

- La construcción de mapas de vulnerabilidad de acuíferos utilizando funciones de tiempo de viaje se hace mediante la realización de operaciones de superposición y análisis espacial de mapas temáticos en los cuales se disponga de la información relacionada con cada una de las variables de la función.

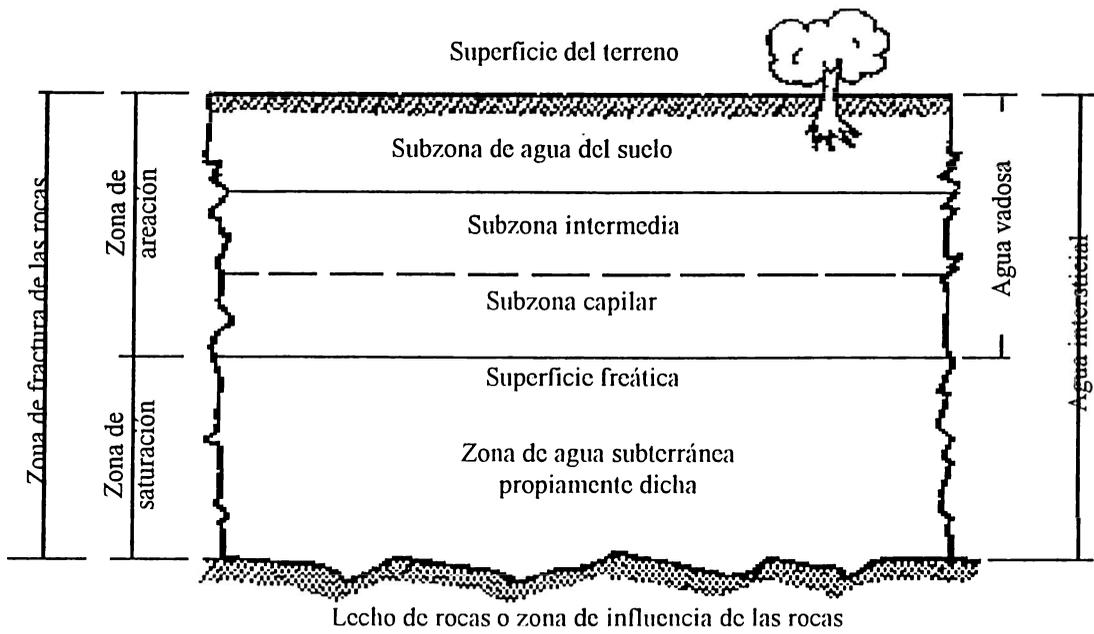


Figura 1. Zonas verticales en el suelo

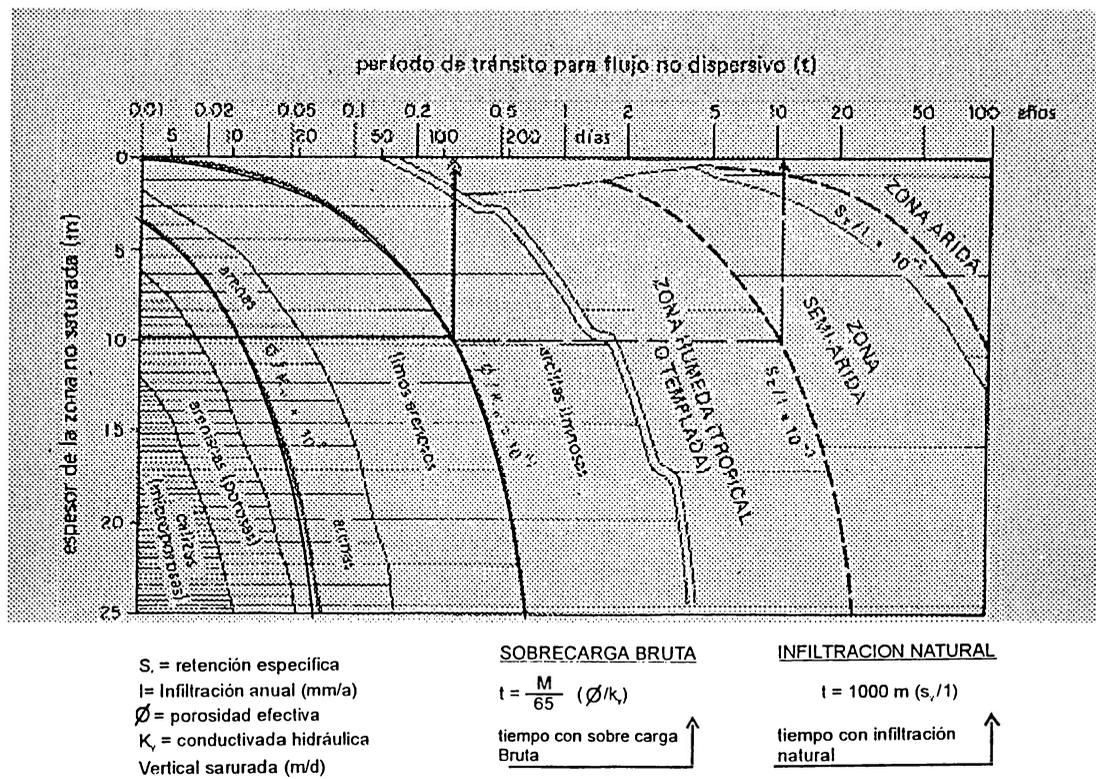
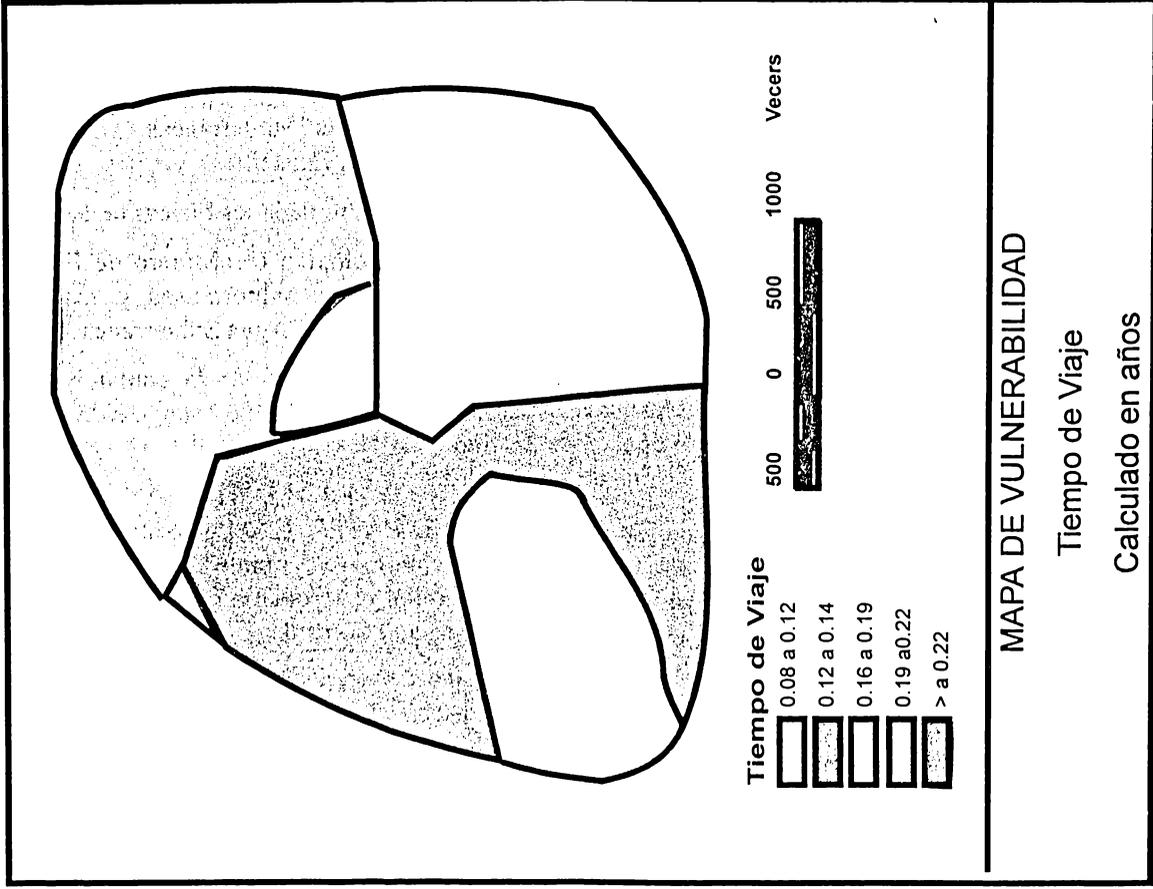
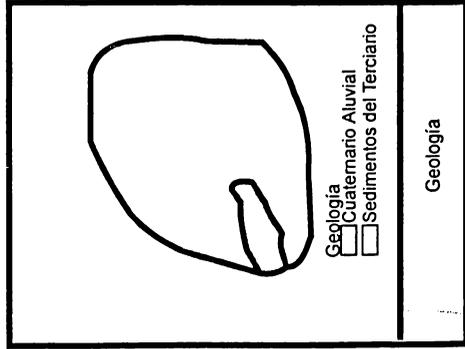
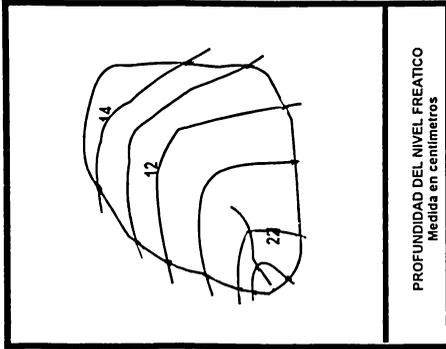
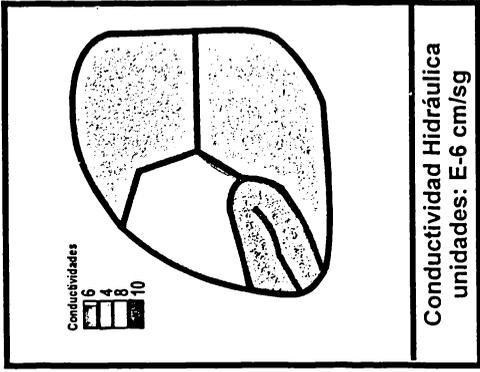


Figura 2. Estimación del tiempo de recorrido en la zona no saturada



BIBLIOGRAFIA

BETANCUR T. Wills B, RUEDA M. (1999) Metodología para la Elaboración de Mapas de Vulnerabilidad de Acuíferos Utilizando Funciones de Tiempo de Viaje y Apoyados en un SIG. Proyecto CODI. U de A.

CANDELA, L. VARELA, M. (1993) La Zona no Saturada y la Contaminación de las Aguas Subterráneas. Teoría, Medición y Modelos. Cimne. Barcelona.

CUSTODIO, E. LLAMAS, M.R. SAMPER, J. (1996) Hidrología Subterránea. Barcelona, 1996

FOSTER S. E Hirata R. (1987) Contaminación de las Aguas Subterráneas. un Enfoque Ejecutivo de la Situación en América Latina y el Caribe en Relación con el Suministro de Agua Potable. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del

Ambiente. CEPIS. Perú.

FOSTER S. E Hirata R. (1988). Determinación del Riesgo de Aguas Subterráneas. Una Metodología Basada en Datos Existentes.

IGAC (1990) Propiedades Físicas de los Suelos

Instituto Tecnológico GeoMinero de España. ITGE. (1992) Las aguas subterráneas y los plaguicidas. Colección: Informes Agua Subterránea. Madrid.

MEJIA O. Evaluación de la contaminación de los acuíferos de la Isla de San Andrés. Colombia. Inédito.

POLLUTION, PROTECTION AND CONTROL OF GROUNDWATER. E.M.P. Geottems. Water Science and Technology. Volume 24. Number 11. 1991. International Association on Water Pollution Research and Control.