

EVALUACIÓN DE PELIGROS y RIESGOS DE CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

Ricardo Díaz Díaz

Departamento de Análisis Ambiental. Instituto Tecnológico de Canarias, S.A. Playa de Pozo Izquierdo s/n, Santa Lucía de Tirajana 35119, Las Palmas, España. (E-mail: rdiaz@itccanarias.org)

Abstract

Groundwater is a natural and vital resource for a safe and economic supply of drinking water that should be conserved, protected and loved. A predictive strategy to carry out groundwater hazard and risk assessments has been proposed following a two-way methodology, groundwater quality monitoring programs based upon the potential hazards identification and groundwater vulnerability assessments based upon evaluative models. Both methodologies combined in the framework of geographic information systems yield a four step strategy of groundwater contamination risk assessments. Preliminary example for the application of the four step strategy has been developed in the island of Tenerife, Canary Islands (Spain) for different case-scenario of pesticide uses.

Keywords: geographic information systems; groundwater; hazard assessments; risk assessments; groundwater vulnerability; pesticides.

Resumen

El agua subterránea es un recurso hídrico natural, vital a la hora de asegurar el abastecimiento seguro y económico del agua potable a la población y por tanto, debe ser conservado, protegido y respetado. En este trabajo se presenta la estrategia predictiva propuesta para llevar a cabo la evaluación de peligros y riesgos de contaminación del agua subterránea combinando dos líneas metodológicas diferentes: por un lado, acometiendo programas de monitorización de la calidad de las aguas subterráneas en función de peligros potenciales para su calidad previamente identificados y por otro, realizando una evaluación de vulnerabilidad del agua subterránea en base a modelos. La integración de estas metodologías en el marco de sistemas de información geográfica, conducen a una estrategia de evaluación de los riesgos de contaminación de las aguas subterráneas en cuatro etapas. Esta estrategia evaluadora se ha aplicado a modo de ejemplo a la isla de Tenerife, Islas Canarias para el caso de diferentes pesticidas empleados en la agricultura.

Palabras clave: sistemas de información geográfica; agua subterránea; evaluación de peligros; evaluación de riesgos; vulnerabilidad del agua subterránea; plaguicidas.

1 Introducción

El volumen total de agua en el Planeta Tierra es de 1400 millones de km³, de los cuales, sólo unos 35 millones de km³, el 2.5 por ciento del total, son de agua dulce y, dentro de ésta, un 30 por ciento es agua subterránea, unos 10 millones de km³. Los lagos, ríos y el agua subterránea son las fuentes de agua a las que recurre la especie humana para su abastecimiento, aunque sólo unos 200.000 km³, menos del 1 por ciento del agua dulce total, es aprovechable por los asentamientos humanos. Aproximadamente una tercera parte de la población mundial, 2000 millones de personas, depende mayoritariamente del aprovisionamiento de aguas subterráneas como aguas de abasto y de bebida, extrayendo para su consumo, cada año, unos 600-700 km³ de agua subterránea proveniente mayoritariamente de acuíferos superficiales, lo que supone aproximadamente el 20% del total de agua subterránea extraída y consumida en el planeta, destinándose el 80% restante a otros fines, principalmente agrícolas. En muchas zonas rurales del Planeta, sus habitantes dependen completamente de las aguas subterráneas, es su fuente de vida. En Europa se le ha prestado mucha atención a la calidad y sanidad de las aguas subterráneas, dado que numerosos asentamientos de población europeos dependen de esos recursos para abastecerse de agua. Es especialmente importante el caso de los Archipiélagos oceánicos, como el conjunto que compone la Macaronesia en Europa, donde la dependencia del agua subterránea ha sido y, en algunos lugares todavía es, extremadamente importante, incluso en aquellas Islas con reservas naturales de aguas superficiales. El agua subterránea es un recurso seguro y económico en el que apenas hay que invertir energía e infraestructuras para obtenerla. Actualmente, gracias a las tecnologías de desalación, la situación de los archipiélagos oceánicos ha pasado de estar al borde del estrés hídrico en muchos casos, a estar en una situación de recursos infinitos de agua, siempre y cuando se disponga de fuentes de energía que cubran el elevado consumo de la desalación, por lo que, el agua subterránea, aún hoy en día no pierde su enorme valor como recurso natural que merece ser conservado, protegido e incluso amado, porque contar con un abastecimiento natural de agua limpia y segura, es un bien básico para empezar a disfrutar de una aceptable calidad de vida.

Desde hace varias décadas, el agua subterránea se considera un recurso finito, debido a que la utilización supera a la recarga natural en muchas zonas del planeta y, además, cada año son más los acuíferos que se identifican como contaminados. En muchos lugares, la sobreexplotación de acuíferos cercanos a la costa ha provocado la manifestación del fenómeno de la intrusión marina, que ha llegado a alcanzar, en algunos puntos del planeta, una penetración de hasta 10 kilómetros bajo las tierras emergidas. En las Islas Canarias son muchos los casos de intrusión marina que han dejado inservibles los pozos de captación de agua cercanos a la costa. Los casos de contaminación de acuíferos son aún más graves que los de intrusión marina, especialmente si se producen en lugares alejados de la costa. Un acuífero contaminado condena a las poblaciones que se abastecen de él, o bien a buscar una fuente alternativa de agua, o bien a tratar el agua del acuífero, lo cual tiene fuertes implicaciones económicas.

1.1 Contaminación de aguas subterráneas

La contaminación de las aguas naturales tanto por contaminantes químicos como biológicos, es un problema a nivel mundial; realmente, son pocas las áreas pobladas, tanto en países desarrollados como subdesarrollados que no sufran de una u otra forma de contaminación de sus aguas. Aunque la humanidad ha estado implicada en la contaminación del agua superficial de ríos y lagos durante mucho tiempo, la contaminación del agua subterránea por compuestos químicos no ha sido reconocida como un problema grave hasta los años ochenta, a pesar de que el proceso ha ido ocurriendo continuamente a lo largo de los últimos 50 años como consecuencia del desarrollo de ciudades, pueblos y especialmente, como consecuencia del desarrollo agrícola y la industria generada a su alrededor: fertilizantes y plaguicidas. En gran medida, la contaminación del agua subterránea fue subestimada debido a que no era visible de forma inmediata "*ojos que no ven, corazón que no siente*" lo que nos conduce a la necesidad de aclarar las diferencias entre dos conceptos muy importantes, Contaminación y Polución, los cuales a menudo se utilizan indistintamente y en la mayoría de los casos de modo incorrecto. El término *polución* se refiere al vertido masivo y puntual de sustancias (emisión de humos, mareas negras, etc.). Por contra, la *contaminación* supone la liberación al ambiente de sustancias nocivas en concentraciones mucho más sutiles, aunque no por ello menos dañinas (dada la profusión y variabilidad de su uso), durante períodos de tiempo prolongados y sobre superficies extensas. En otras palabras, la polución se advierte a simple vista, la contaminación a menudo no. Por ello y, pese a la aparente contradicción, la contaminación supone, desde un punto de vista *ecocéntrico*, una

amenaza más grave. Los casos de polución ocurridos a lo largo de la historia han suscitado una mayor atención pública, debido a la elevada toxicidad de las sustancias vertidas y a la amenaza inmediata que representan para la salud ambiental y humana. Sin embargo, la publicación del libro *Silent Spring* (Rachel Carson, 1962), dio la primera señal de alarma respecto a la contaminación remota y dispersa. Las investigaciones realizadas desde entonces le atribuyen un riesgo manifiesto para el medio ambiente y, además, han identificado a la agricultura como principal fuente de contaminantes de emisión no puntual, a saber, los plaguicidas, todo esto sin olvidar la contaminación provocada por un masivo uso de fertilizantes.

Se considera *contaminante* a cualquier sustancia, con independencia de su origen, cuya sola presencia a determinados niveles en el ambiente perturba el funcionamiento de los ecosistemas, lo que se manifiesta generalmente como daños a los seres vivos. Por contra, un *xenobiótico* es una sustancia de origen no natural que, eventualmente, puede convertirse en contaminante. Desde esta perspectiva, no todos los contaminantes son xenobióticos. Así ocurre, por ejemplo, con los nitratos, sustancia de origen natural, en las aguas subterráneas; sin embargo, el célebre insecticida DDT es a la vez xenobiótico, sustancia de origen sintético, y contaminante.

Las consecuencias de la contaminación de las aguas subterráneas inducida por plaguicidas comenzaron a manifestarse hace dos décadas. En 1979, se detectaron residuos de *aldicarb*, *atrazina* y *DBCP* (1,2-dibromo 3-cloropropano) en diversas localizaciones de los EEUU, lo que, entre otras circunstancias, promovió la prohibición expresa de este último en dicho país. Tiempo más tarde, los análisis revelaron la presencia de residuos de herbicidas triazínicos (*atrazina* y *simazina*) e insecticidas tipo carbamato (*aldicarb* y *oxamilo*) en acuíferos de Europa occidental, especialmente en Holanda, así como en Canadá. En esa misma época, la Agencia para la Protección del Medio Ambiente de los EEUU (U.S. *Environmental Protection Agency*) había señalado la presencia de 46 compuestos distintos en 26 estados de la unión. A partir de esas fechas los programas de monitorización de residuos de plaguicidas en aguas subterráneas se extendieron por todo el Planeta, aumentando el número de casos de detección de residuos paulatinamente con el paso de los años.

El impacto sobre el agua subterránea derivado de la aplicación indebida y/o indiscriminada de plaguicidas cobra especial relieve en los ecosistemas insulares, dadas su fragilidad, vulnerabilidad intrínseca, y su dependencia más o menos estrecha del agua subterránea, especialmente para el consumo humano. En el caso concreto del archipiélago canario, el problema resulta agravado por el elevado consumo de productos fitosanitarios en las islas, el más elevado de España en el año 1992 según la AEPLA (Asociación Empresarial para la Protección de las Plantas). Los datos de AEPLA de 1992 no sólo se confirmaron una década más tarde, sino que empeoraron para las Islas Canarias. En el año 2002, Canarias consumió el 2.90 por ciento, 3174.34 toneladas de los productos fitosanitarios comercializados a nivel nacional. Esta cifra no parece importante si se compara con el 16 por ciento de la Comunidad Valenciana o con el 33 por ciento de Andalucía, pero si se tiene en cuenta la superficie agrícola cultivada en las Islas en el año 2001 y, se compara con el desglose y promedio de datos de AEPLA para ese año, se observa que el consumo de productos fitosanitarios en las Islas alcanzó los 26.6 kg de principio activo fitosanitario por hectárea en el año 2001, lo que sitúa a Canarias a la cabeza, con diferencia, del consumo de este tipo de productos, dado que la siguiente Comunidad es la Valenciana con un consumo de 9.8 kilogramos por hectárea. En este contexto, la búsqueda de soluciones no debe pasar hoy día por la supresión total del uso de los plaguicidas, ya que siguen siendo una herramienta fundamental para el agricultor a la hora de obtener cosechas económicamente viables. En cambio, el uso racional de estos compuestos se perfila como una alternativa razonable (aunque no la única) para, cuando menos, minimizar las consecuencias indeseables de su utilización, las cuales afectan en buena medida a las aguas subterráneas.

Pero no sólo los plaguicidas ponen en peligro la integridad de las aguas subterráneas, cierto es que son los compuestos sobre los que ha recaído una mayor atención, pero no son ni los más peligrosos ni tampoco los únicos. Conocidos ampliamente son los casos de contaminación de aguas subterráneas destinadas al abasto público por *Cromo hexavalente* o por *TCE*, *tri-cloro-eteno*, casos que tuvieron graves repercusiones para la salud humana y que incluso han sido llevados al cine. En la Tabla 1 se muestra un listado de compuestos orgánicos frecuentemente encontrados en las aguas subterráneas.

A los compuestos señalados en la Tabla 1 hay que añadir como destacado el *metil-tert-butil-éter*, *MTBE*, compuesto que está alcanzando una especial relevancia en los últimos años como contaminante de las aguas subterráneas. El MTBE se utiliza como oxigenante de las gasolinas con el objeto de aumentar su octanaje y reducir las emisiones de

gases. Con la adición de MTBE a las gasolinas se consigue una mejor combustión en ausencia de catalizadores, como fue el caso del plomo. Su uso comienza en 1979 en EEUU y en 1988 en Europa y se extiende rápidamente, dado que se convierte en un componente esencial de las gasolinas, como lo demuestra el hecho de que las gasolinas de la categoría "sin plomo 98" contienen aproximadamente un 9 por ciento en volumen de MTBE. El MTBE es un compuesto potencialmente volátil, soluble en agua y persistente en el ambiente, lo que le confiere las propiedades básicas para convertirse en un contaminante del agua subterránea, como así se le considera desde hace varios años. Sin embargo, el MTBE no es un compuesto insalubre porque presente una elevada toxicidad, sino porque a concentraciones relativamente bajas, por debajo de 20 microgramos por litro, confiere al agua un desagradable olor, un olor a gasóleo o similar. El caso del MTBE es un ejemplo de los múltiples compuestos que ponen en peligro cada día la integridad de las aguas subterráneas a lo largo y ancho del planeta, poniendo de manifiesto la necesidad imperiosa de desarrollar estudios de evaluación de riesgos de contaminación de las aguas subterráneas para poder proteger este valioso recurso vital para el desarrollo de la humanidad.

Tabla 1. Compuestos orgánicos detectados habitualmente en aguas de abasto provenientes de aguas subterráneas en diversas Comunidades de EEUU.

Presentes en el 25-50 por ciento de los lugares	Presentes habitualmente en pozos cercanos a depósitos de productos peligrosos
Cloroformo	Cloruro de metileno
Bromodiclorometano	Etilbenceno
Dibromoclorometano	Acetona
Bromoformo	1,1-Dicloroetano
Presentes en un menor porcentaje de lugares	1,2-Dicloroetano
Tricloroetano	Cloroetano (cloruro de vinilo)
Tetracloroetano	Metil-etil-cetona
1,1,1-Tricloroetano	Clorobenceno
1,2-Dicloroetano	1,1,2-Tricloroetano
1,1-Dicloroetano	Cloroetano
Tetracloruro de carbono	Fluorotriclorometano
Dicloroiodometano	1,1,2,2-Tetraclorometano
Xilenos	Metil-isobutil-cetona
1,2-Dicloropropano	
Benceno	
Tolueno	

1.2 Vulnerabilidad, Peligros y Riesgos

El agua subterránea es un recurso vulnerable frente a las agresiones indirectas que son consecuencia del desarrollo de la civilización y que ponen en peligro la integridad de los acuíferos. Ese peligro es aún mayor debido a la escasa conciencia que se tiene, en general, del elevado valor que supone el tener acceso a aguas subterráneas limpias y sanas. Por tanto, el primer paso a seguir, en el camino destinado a alcanzar una situación colectiva de protección de las aguas subterráneas, es la divulgación de información como herramienta de concienciación de la población respecto a la enorme necesidad que tiene la especie humana de proteger su recurso más valioso, el agua.

En el párrafo anterior se han introducido dos conceptos, vulnerabilidad y peligro, que necesitan ser definidos y aclarados para poder continuar adecuadamente con los contenidos de este capítulo. El término vulnerabilidad, aplicado al agua subterránea, representa la sensibilidad del acuífero a ser afectado por una carga contaminante liberada en el suelo superficial, es un concepto intrínseco a la naturaleza del propio acuífero y de las capas de roca y suelo que lo separan de la superficie, mientras, por otra parte, el peligro de contaminación del agua subterránea depende de las actividades que se desarrollen y de la carga de contaminantes que se liberen sobre la superficie del suelo bajo el cual se encuentra el acuífero. Combinando la evaluación de las cargas contaminantes, peligros, con la vulnerabilidad del acuífero, se consigue la base de desarrollo de las evaluaciones de riesgo, término éste último de naturaleza preventiva. El peligro, en el ámbito de la contaminación del agua subterránea, se define como la presencia de una fuente o situación potencial de contaminación, mientras que el riesgo es un concepto más preciso y cuantitativo, que implica la probabilidad de que se produzca un efecto adverso, en este caso, para el acuífero. El riesgo, como término que tiene un carácter más preventivo y de naturaleza cuantitativa, requiere de cálculo matemático para poder ser evaluado, teniendo en ese cálculo su base de rigor que le otorga credibilidad a la hora de aplicar normativas y legislaciones. Resumiendo, las actividades y la carga contaminante que se libera en la superficie del suelo que separa a ésta del acuífero, representa el peligro de contaminación de éste, mientras que la vulnerabilidad de dicho acuífero es intrínseca al tipo y propiedades del suelo así como al tipo y naturaleza de la roca subyacente. Combinando la carga liberada de contaminantes con la vulnerabilidad del acuífero se pueden desarrollar evaluaciones de riesgo de carácter preventivo, que marquen la pauta de actuaciones a seguir, las cuales siempre deben estar encaminadas a la protección del acuífero.

2. Metodología

La estrategia que se propone en este capítulo para llevar a cabo evaluaciones de riesgo de contaminación de las aguas subterráneas se puede dividir en dos metodologías o líneas de actuación. Por un lado, se propone el uso de métodos de muestreo y análisis de las aguas subterráneas, con el objeto de realizar una evaluación inicial de la situación y una identificación de los potenciales peligros, para, a continuación monitorizar periódicamente el estado de las aguas subterráneas. Por otro lado, se propone el uso de modelos matemáticos de naturaleza preventiva que permitan desarrollar evaluaciones de la vulnerabilidad de los acuíferos frente a las amenazas de contaminación. Estas dos metodologías o líneas de actuación las identificamos como:

- Identificación de peligros. Programas de monitorización y control
- Evaluaciones de la vulnerabilidad de los acuíferos. Uso de modelos matemáticos

Dada la propia naturaleza de las aguas subterráneas, todo estudio de evaluación de riesgos de contaminación de éstas debe adquirir dimensiones a escala regional, dado que salvo casos excepcionales, la contaminación de las aguas subterráneas es una contaminación de origen disperso. Por este motivo, los sistemas de información geográfica son la llave y la herramienta esencial de trabajo para integrar toda la información necesaria para poder, por un lado identificar los peligros y amenazas para los acuíferos y en consecuencia planificar los muestreos y análisis que se realicen experimentalmente y, por otro, para poder integrar toda la información necesaria para aplicar los modelos matemáticos que soporten el desarrollo de las evaluaciones de la vulnerabilidad de los acuíferos.

Básicamente, un sistema de información geográfica, SIG, combina dos fuentes de información: una de carácter gráfico y una base de datos asociada a ésta. Cada uno de estos pares configura una *cobertura o capa de información*, y tanto los rasgos gráficos representados en las coberturas como los datos asociados a los mismos pueden combinarse a su vez con otras coberturas, generando así información nueva, (es decir, nuevas coberturas),

no disponibles inicialmente. En el marco de un SIG, al manejar coberturas, se maneja además toda la información asociada en sus bases de datos, pudiendo realizar operaciones y cálculos con los datos asociados a cada elemento o rasgo geográfico incluido en una cobertura o capa. Esto requiere el uso de programas específicos, así como ordenadores potentes y rápidos, capaces de gestionar grandes volúmenes de información gráfico-numérica. El resultado final se plasma en forma de *mapas* coloreados en los que resulta muy sencillo visualizar e interpretar la información obtenida.

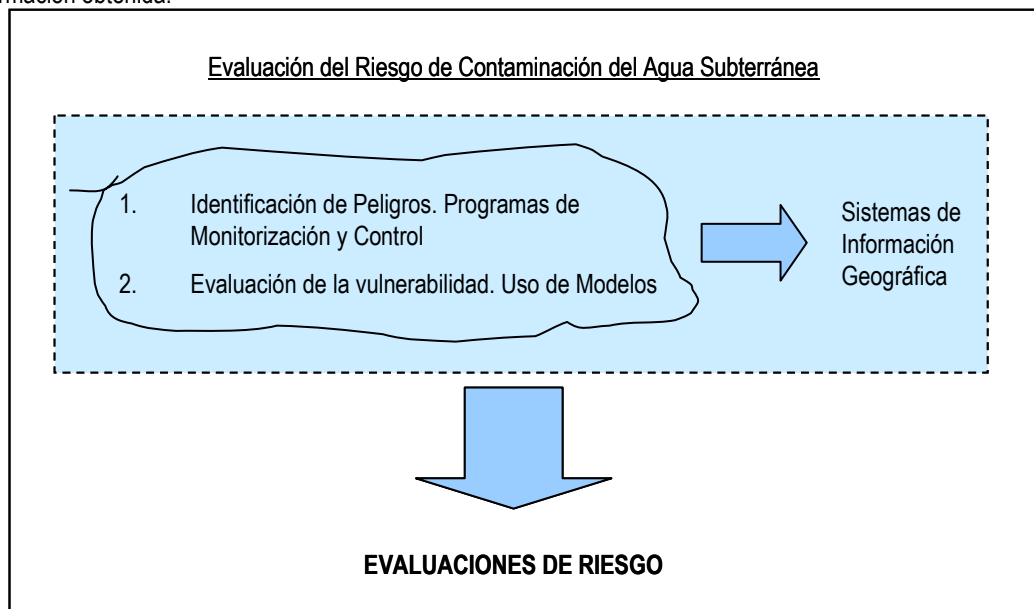


Figura 1. Propuesta de Metodología de trabajo

En este capítulo, utilizaremos el caso de la Isla de Tenerife como modelo de trabajo en el que desarrollar la metodología propuesta, seleccionando, dentro de la Isla, el área ocupada por el conjunto de municipios que componen la Mancomunidad del Norte de Tenerife como área de estudio ejemplo en la que desarrollar la línea de actuaciones de un programa de monitorización y control, previa identificación de peligros.

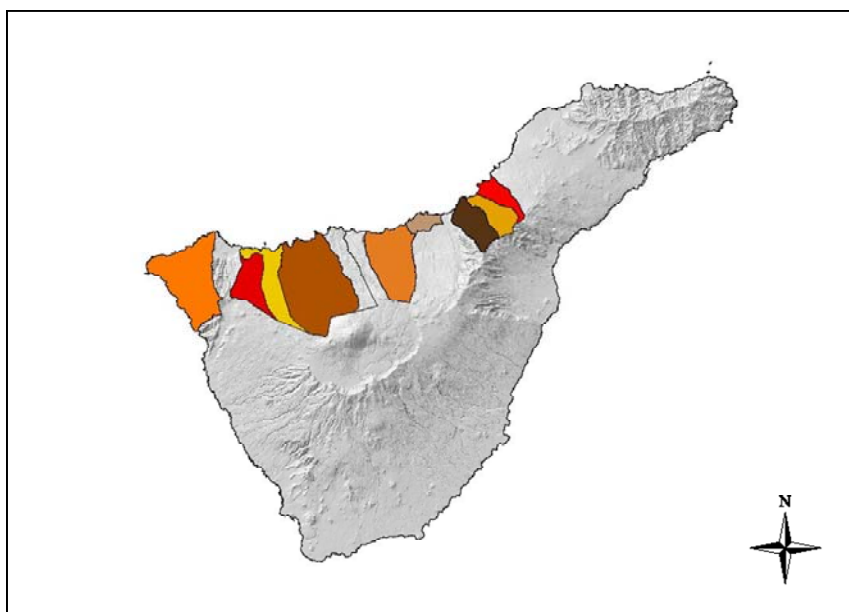


Figura 2. Localización de los Municipios que componen la Mancomunidad del Norte de Tenerife en la Isla de Tenerife.

Las fuentes de información de partida y soporte, tanto geográficas como en todo lo referente a hidrología, utilizadas en este trabajo han sido, el CD-MAP de la Isla de Tenerife editado por el Cabildo Insular de Tenerife y distribuido gratuitamente entre la población, el Plan Hidrológico Insular de la Isla de Tenerife divulgado a través de Internet, los datos estadísticos de la Comunidad autónoma de Canarias divulgados a través de Internet por el Instituto Canario de Estadística, ISTAC y los datos del Instituto Nacional de Meteorología.

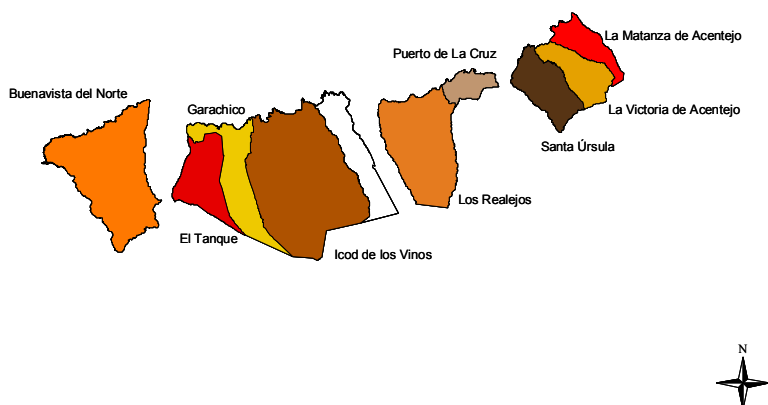


Figura 3. Municipios de la Mancomunidad del Norte de Tenerife

3 Identificación de Peligros. Programas de Monitorización y Control

La primera metodología o línea de actuaciones propuesta, dentro de la estrategia destinada a llevar a cabo evaluaciones de riesgo de contaminación del agua subterránea, consiste en realizar tomas de muestras de aguas subterráneas, para su posterior análisis en el laboratorio e interpretación de resultados, todo esto con el objetivo de evaluar periódicamente el estado de calidad de las aguas de la zona objeto de estudio. La toma de muestras y el posterior análisis debe estar cuidadosamente planificado en función de las características y rasgos diferenciadores de la zona en que se trabaje, o sea, debe estar basada en una previa identificación de peligros y amenazas de contaminación para los acuíferos. Para poder llevar a cabo esta planificación de un modo representativo de la zona, los sistemas de información geográfica son la herramienta esencial tal como se indicó anteriormente. Estos programas de monitorización y control aportan información sobre el pasado, el presente y futuro a corto plazo de las aguas estudiadas y son la base y punto de partida de la toma de decisiones inmediata ante la aparición de un problema de salud en el agua. Los Objetivos de estos programas son:

- *Identificación de las posibles fuentes, peligros, de contaminación de las aguas subterráneas*
- *Evaluación del estado de salud de las aguas subterráneas en un área geográfica determinada, a través de un programa de toma de muestras y posteriores determinaciones analíticas.*

Para poder llevar a cabo los programas de toma de muestras y análisis aplicamos una guía de trabajo de 9 pasos:

1. Localización y delimitación del área geográfica objeto de estudio: Uso de sistemas de información geográficos, SIG, como base de trabajo.

2. Identificación de puntos de explotación del agua subterránea, conducciones, depósitos y núcleos de población abastecidos
3. Identificación de posibles fuentes de contaminación: Peligros
4. Selección de parámetros analíticos
5. Selección e identificación de puntos de muestreo
6. Toma de muestras
7. Determinaciones Analíticas
8. Interpretación de Resultados y Discusión
9. Integración de resultados en un SIG

Localización y delimitación del área geográfica objeto de estudio

Tal como se señaló anteriormente, seleccionamos como área objeto de estudio la superficie ocupada en la Isla de Tenerife por los Municipios que componen la Mancomunidad del Norte, que incluye un total de 9 Municipios situados en la vertiente norte de la Isla de Tenerife, que ocupan una superficie de 333 km², lo que supone el 16.4% de la superficie total de la Isla. La Mancomunidad del Norte adquiere cada año casi 10 millones de m³ de agua para el abasto de la población, que ascendía a 127339 habitantes en el censo de 2001 del Instituto Canario de Estadística, lo que supone un consumo de aproximadamente 80 m³ por habitante y año. Sin embargo, los Municipios del Norte de Tenerife se enfrentan a una situación en la aproximadamente el 40% del total del agua adquirida se pierde antes de llegar a los hogares, por lo que el consumo real se puede estimar en unos 50 m³ por habitante y año.

Identificación de puntos de explotación del agua subterránea, conducciones, depósitos y núcleos de población abastecidos.

El plan Hidrológico Insular de la Isla de Tenerife detalla exhaustivamente la localización de los puntos de captación del agua subterránea de la Isla, que van confluyendo en una red primaria de conducciones que se regula en depósitos de control a partir de los cuales se distribuye al agua a la población a través de la red de abastecimiento. En la Figura 4 se muestra la planimetría de la red de abastecimiento y saneamiento de aguas de la Mancomunidad del Norte, así como las principales conducciones de agua. La información gráfica de los puntos de captación de las aguas subterráneas, más la información de la red de saneamiento, sumada en el SIG a la red de carreteras y a la distribución de los núcleos de población, Figura 5, representan la base primaria de información sobre la cual planificar la identificación de los puntos de muestreo del programa de monitorización y control.

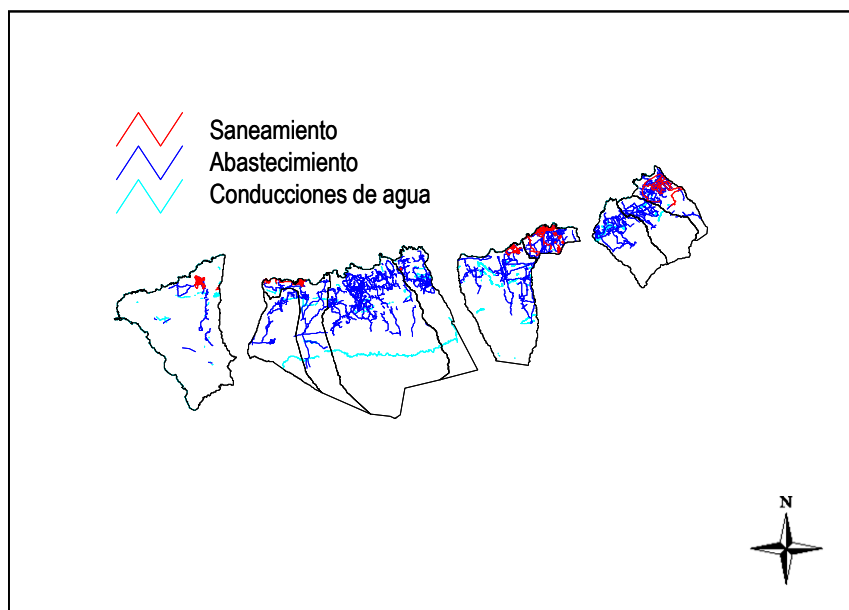


Figura 4. Red de saneamiento, abastecimiento y conducciones principales de agua en la Mancomunidad del Norte de Tenerife.

Identificación de posibles fuentes de contaminación: Peligros

A la hora de enfrentarnos a la identificación de las posibles fuentes de contaminación de las aguas subterráneas en la zona objeto de estudio, podemos estudiar hasta 6 casos posibles:

Origen Natural: La naturaleza de los suelos, la composición de las rocas de la zona no-saturada y las rocas de la zona saturada pueden generar problemas de contaminación del agua subterránea debido a procesos geoquímicos. A partir de los datos del Plan Hidrológico Insular y por la geología de la zona, seleccionamos en este estudio como parámetros a monitorizar para identificar una posible contaminación de origen natural: *Flúor, Hierro y Mercurio*.

Áreas Agrícolas: la agricultura ha sido identificada, desde hace algunos años, como la principal fuente de contaminación no puntual de las aguas subterráneas. El excesivo uso de fertilizantes y el uso de plaguicidas son las principales fuentes de contaminación originadas por las prácticas agrícolas. En la figura 6 se muestra la distribución de las zonas agrícolas del área de estudio así como los cultivos principales en cada comarca.



Figura 5. Red de carreteras y edificaciones en la Mancomunidad del Norte de Tenerife.

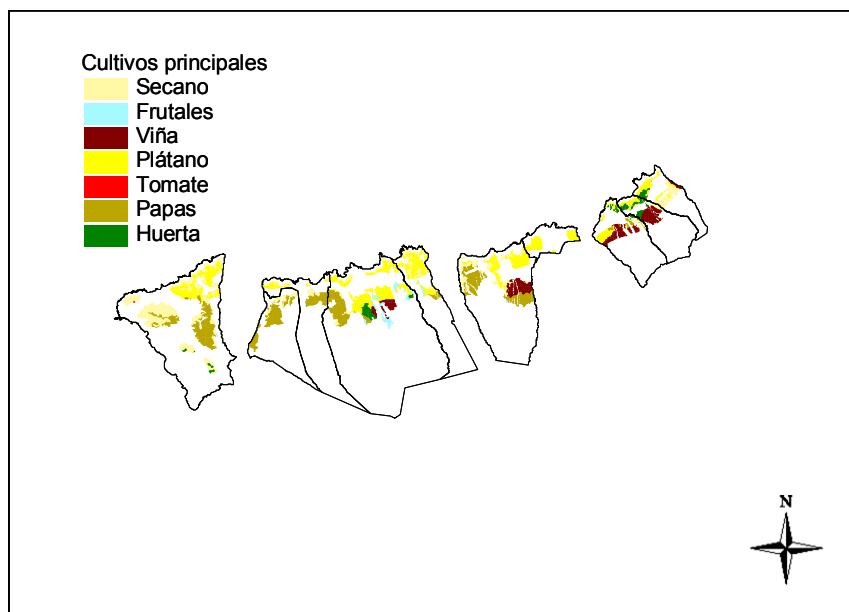


Figura 6. Zonas agrícolas y cultivos principales cultivados en cada comarca

Los cultivos mayoritarios en la zona son el plátano y la vid. El plátano ocupa superficies continuas y ubicadas mayoritariamente cerca de la costa y, en el caso de la vid, se trata de un cultivo más disperso que habitualmente comparte terreno agrícola con otros cultivos, hecho por el cual se identifican pocas localizaciones con la vid como cultivo mayoritario. La vid se distribuye en un amplio rango de altitudes, desde la costa hasta medianías, siendo su máxima altitud los 800 metros aproximadamente, mientras que el cultivo del plátano se desarrolla en la costa. En el caso del plátano, la problemática derivada de los ataques de nemátodos al cultivo ha provocado que históricamente se haya utilizado grandes cantidades de fumigantes e insecticidas de suelos. Debido a las características agrícolas de la zona se ha seleccionado como parámetros de monitorización para identificar una posible contaminación de origen agrícola: *Nitratos* y Fumigantes de suelos, *DBCP* (dibromocloropropano), *EDB* (dibromoetano), *1,2-Dicloropropano* y *1,3-Dicloropropano*.

Ubicación de Industrias: En toda la Macaronesia el desarrollo del sector industrial es bastante escaso de modo general, limitándose la industria en las islas a empresas de transformación ubicadas en polígonos industriales que no suponen una gran fuente de contaminación. Sin embargo, inherente al desarrollo urbano creciente en las islas, sí que hay una pequeña industria que presenta un elevado riesgo potencial de contaminación: las estaciones de servicio, también conocidas como gasolineras. En estas instalaciones, la localización de los depósitos de carburantes enterrados en el suelo aporta un potencial peligro, dado que es relativamente difícil identificar pequeñas fugas en éstos, fugas que pueden llevar a contaminación de las aguas subterráneas. Los contaminantes asociados a los carburantes son, básicamente, el conjunto de compuestos aromáticos presentes en éstos, tanto los compuestos ligeros y volátiles, como es el caso de la familia del benceno, *BTEXs* (benceno, tolueno, etil-benceno y xilenos) y los compuestos pesados y semi-volátiles, como es el caso de los hidrocarburos aromáticos policíclicos, *PAHs* (naftaleno, acenaftileno, pireno, benzo(a)pireno, etc). Con el objeto de monitorizar una posible contaminación por derrames y vertidos en estaciones de servicios elegimos en este trabajo a la familia de los *BTEXs* y otros *compuestos volátiles* presentes en los carburantes, incluyendo el *MTBE*.

Red de saneamiento: En la Figura 4 podemos identificar, al comparar la red de abastecimiento con la red de saneamiento en el área objeto de estudio, un claro déficit de la red de saneamiento. Este déficit se agrava visualmente si sumamos a la comparativa anterior las ubicaciones de los núcleos de población, pudiendo detectar amplias zonas donde no hay red de saneamiento, en las que se recurre a los pozos negros y a los vertidos directos de aguas residuales a barrancos y al suelo en general. La filtración de las aguas residuales vertidas fuera de una red de abastecimiento representa una amenaza para la integridad de las aguas subterráneas subyacentes, siendo incluso más grave la amenaza en el caso de los pozos negros si estos no están debidamente impermeabilizados. Es necesario volver a señalar que como fuente de información geográfica para este trabajo se ha partido del CD-MAP

del Cabildo de Tenerife, publicado en 1999 y que utiliza como base cartográfica la actualización de la planimetría de la isla de Tenerife de 1987, además de trabajos posteriores realizados por el propio Cabildo Insular y la información del Plan Hidrológico Insular de Tenerife correspondiente al año 1991. Sin embargo, como punto de partida para realizar una primera aproximación de aplicación de la metodología propuesta esta información es muy válida. Finalmente, para monitorizar una posible contaminación por aguas residuales seleccionamos como parámetro de seguimiento los niveles de *Amonio* en las aguas subterráneas.

Red de abastecimiento: Incluimos en este análisis de identificación de posibles fuentes de contaminación a la red de abastecimiento a los tratamientos de desinfección, mayoritariamente cloración, aplicados a las aguas subterráneas en los depósitos de control antes de ser distribuidas como aguas de abasto. La desinfección del agua antes de ser distribuida para el abasto público se puede llevar a cabo por cloración o por ozonización. El método más habitualmente aplicado es la cloración, tratamiento con hipoclorito, más económico y más eficaz en cuanto al control de una posible contaminación microbiológica. Sin embargo, el cloro utilizado en el proceso de desinfección reacciona con la materia orgánica disuelta en el agua generando una mezcla compleja de subproductos organoclorados y organobromados a los que se han asociado propiedades mutágenas y cancerígenas. Dentro de este grupo de compuestos organoclorados y organobromados a los que aparecen en una mayor proporción se les denomina, dada su naturaleza química, trihalometanos, THMs, identificando cuatro compuestos de especial interés que están registrados en la legislación vigente de aguas potables: *Cloroformo*, *Bromoformo*, *Dibromoclorometano* y *Diclorobromometano*. La legislación indica un nivel máximo de la suma de estos compuestos de 100 microgramos/litro para garantizar la seguridad del agua que se consume. El riesgo derivado de la presencia de THMs en las aguas de abasto es directo para la población, por lo que es necesario monitorizar la presencia de estos compuestos en las aguas de abasto. Las pérdidas en las redes de abastecimiento de agua suponen un peligro de contaminación para las aguas subterráneas debido a la elevada solubilidad de los THMs y su resistencia a la degradación.

Reutilización de Aguas Residuales: Incluimos este sexto y último caso de posible contaminación del agua subterránea, debido a la creciente necesidad de reutilización del agua en zonas con escasez de recursos naturales de agua para abastecer a la población y a la agricultura. Las aguas residuales, por su propia naturaleza, contienen todo tipo de residuos y de compuestos químicos utilizados en el hogar y en las empresas. De modo habitual, se controla exhaustivamente la calidad de las aguas residuales atendiendo a parámetros físico-químicos y microbiológicos. Los metales pesados han recibido especial atención en el control de calidad de las aguas residuales depuradas destinadas a la reutilización con el objeto de evitar contaminación de los suelos y de los cultivos. En Canarias, es conocido que la contaminación por metales pesados prácticamente no existe y no hay, por lo general, un riesgo elevado de contaminación por metales pesados por reutilización de las aguas residuales depuradas. Sin embargo, hay un grupo de compuestos de naturaleza orgánica que pueden estar presentes en las aguas residuales y a los cuales no se les ha prestado mucha atención en todos estos años de desarrollo de la reutilización de aguas depuradas. Este grupo de compuestos orgánicos engloba a los sobradamente conocidos policlorobifenilos, PCBs, hidrocarburos aromáticos policíclicos, PAHs, insecticidas organoclorados y organofosforados, herbicidas triazínicos y algunos más. Sin embargo, hay un importante grupo de compuestos orgánicos que no se está teniendo en cuenta a la hora de evaluar la calidad de las aguas depuradas antes de su reutilización y que se conoce con el nombre genérico de contaminantes orgánicos emergentes, donde se incluyen compuestos como los ftalatos, surfactantes, fenoles, estrógenos, polibromados, fármacos, etc., todos ellos utilizados en prácticamente todos los aspectos de la vida cotidiana, dado que se trata de compuestos utilizados como plastificantes o retardantes de llama en toda la gama de productos plásticos (desde la carcasa de un televisor al biberón de un bebé), en detergentes, pinturas, tejidos sintéticos, etc., además de los fármacos, que en último término van a parar a las aguas residuales. Estos compuestos están presentes en todos los aspectos de la vida cotidiana tal como se mencionaba anteriormente y se caracterizan por una elevada persistencia en el ambiente y porque muchos de ellos se comportan como perturbadores endocrinos, sustancias que, una liberadas al ambiente alteran el sistema endocrino de los seres vivos expuestos a ellos. Los contaminantes orgánicos emergentes aún son poco conocidos y no existe una legislación específica de niveles de dichos compuestos en aguas de abasto ni en aguas residuales depuradas destinadas a reutilización. Sin embargo, la Directiva Marco Europea de aguas del año 2000 y posteriormente la Decisión 2455 del Consejo Europeo ya adelantó un listado de compuestos que deben ser analizados en las aguas, mientras que actualmente se trabaja a nivel europeo en una legislación de aguas que incluya niveles máximos permitidos de estos compuestos en aguas de abasto, residuales, depuradas, etc.

Selección de parámetros analíticos

Una vez discutidos los 6 posibles casos de contaminación de las aguas subterráneas en el área objeto de estudio, resumimos en la Tabla 2 los parámetros analíticos seleccionados así como las técnicas analíticas empleadas en su determinación, tanto en las determinaciones de campo como en las determinaciones de laboratorio.

Selección e identificación de los puntos de muestreo

Una vez caracterizada la zona de estudio e identificadas las posibles fuentes de contaminación, se procede a la selección e identificación de los puntos. En este estudio, la Mancomunidad del Norte seleccionó un total de 51 puntos muestreo a lo largo y ancho de toda la superficie ocupada por los 9 Municipios integrados en dicha Mancomunidad. De estos 51 puntos de muestreo seleccionados, 15 corresponden a canales de conducción que pueden integrar agua de uno o más puntos de captación de aguas subterráneas, 4 corresponden a Pozos de extracción, 22 son Galerías o puntos de captación, 5 corresponden a depósitos de control y finalmente 5 de ellos corresponden a puntos no identificados específicamente. De estos 51 puntos de muestreo, la Mancomunidad del Norte ha suministrado los datos de coordenadas geográficas de 39 de ellos, que se han integrado, junto con todos los resultados analíticos obtenidos para dichos puntos, en un SIG. Con el objeto de realizar un muestreo representativo del agua que abastece a los Municipios de la Mancomunidad del Norte, ha sido necesario tomar varias muestras en puntos ubicados en el Municipio de la Guancha, que si bien no forma parte de la Mancomunidad, se encuentra en medio de la superficie ocupada por ésta.

En los 51 puntos de muestreo seleccionados se han tomado un total de 126 muestreos en diferentes fechas comprendidas entre los meses de Junio de 2004 y Marzo de 2005. La figuras 8 y 9 muestran la ubicación de los puntos de muestreo seleccionados en relación a las redes de abastecimiento y saneamiento y a la distribución de carreteras y edificaciones respectivamente.

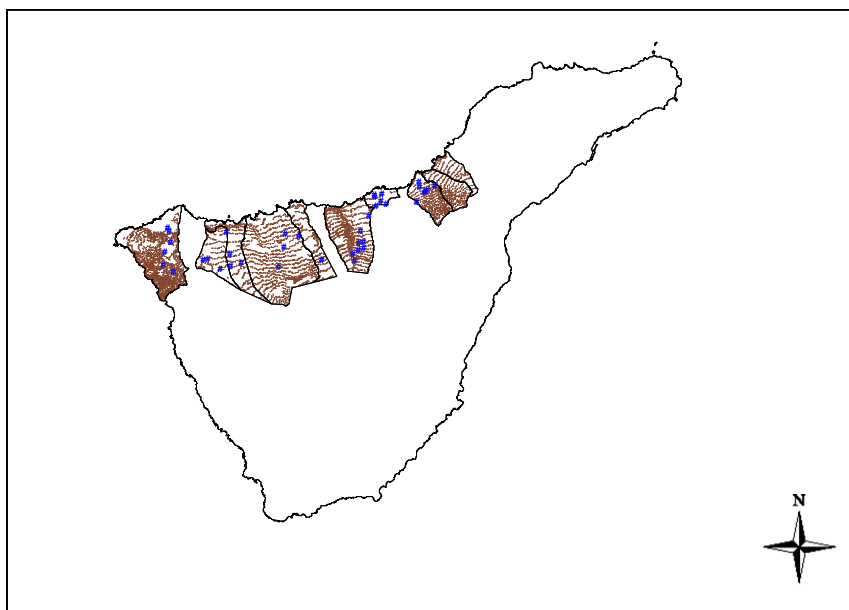


Figura 7. Localización de los 39 puntos de muestreo en relación a su ubicación dentro de la isla de Tenerife

Toma de muestras

El personal de la Mancomunidad del Norte de Tenerife recogió periódicamente, durante el intervalo de 9 meses indicado anteriormente, muestras de aproximadamente 250 mililitros de volumen en botellas de vidrio color ámbar, para su inmediato envío al Laboratorio de Análisis del Departamento de Análisis Ambiental del Instituto Tecnológico de Canarias S.A., ubicado en la localidad de Pozo Izquierdo en la Isla de Gran Canaria. En el momento del muestreo, se determinaban "in situ" dos parámetros básicos para la caracterización de la muestra: pH y conductividad eléctrica, utilizando para ellos equipos portátiles de medida de estos parámetros básicos.

Determinaciones analíticas

Una vez que las muestras llegaban al Laboratorio se iniciaban los trabajos de análisis, primero con la división de cada muestra en diversas sub-muestras que se destinaban a los diferentes grupos de determinaciones analíticas. Las medidas más inmediatas fueron en todos los casos las de pH y conductividad, para pasar posteriormente a la caracterización del perfil físico-químico y por último a las determinaciones de contaminantes para lo cual se conservaban las muestras en el congelador hasta el momento del análisis.

Interpretación de resultados y discusión. Integración de resultados en un SIG

Los datos que se iban obteniendo de cada muestra de almacenaban en una base de datos construida para tal fin, pasando, una vez se finalizaba el total de determinaciones en cada muestra a la interpretación y discusión de los mismos, realizando un seguimiento en el tiempo de los resultados obtenidos. La misma base de datos construida para el almacenaje de los datos analíticos se empleó como interfase de integración de los datos en el SIG utilizado.

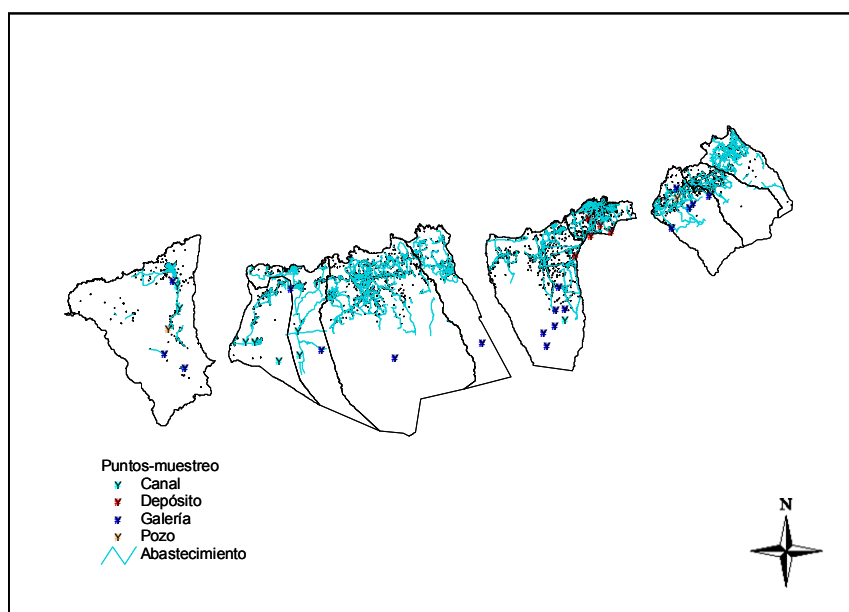


Figura 8. Puntos de muestreo seleccionados respecto a la red de abastecimiento en la zona.

Tabla 2. Listado de parámetros analíticos determinados en las muestras

<i>Caracterización del perfil físico-químico</i>		
Grupo de determinaciones	Analitos	Técnica Analítica
Básicas: campo y laboratorio	pH "in situ" pH laboratorio conductividad "in situ" conductividad lab	Potenciometría
Alcalinidad	carbonatos bicarbonatos	Valoración potenciométrica
Aniones	cloruro bromuro sulfato fosfato	Cromatografía iónica con supresión química y detección por conductividad eléctrica
Cationes	sodio potasio calcio magnesio	Cromatografía iónica con detección por conductividad eléctrica
Materia orgánica	Carbono Total Carbono orgánico no purgable (NPOC)	TOC: analizador de carbono orgánico disuelto total (infrarrojo)
	Nitrógeno Total	TN: analizador de nitrógeno orgánico disuelto (fluorescencia)
<i>Caracterización de Contaminantes</i>		
Grupo de determinaciones	Analitos	Técnica Analítica
Inorgánicos	Fluoruro Nitrato	Cromatografía iónica
	Hierro	Absorción Atómica de llama
	Mercurio	Absorción Atómica por vapor frío
	Amonio	Espectrofotometría de Absorción Molecular (Nessler)
Compuestos Orgánicos Volátiles		
Aromáticos		
BTEXs + MTBE	Benceno Tolueno Etil-benceno Xilenos (<i>orto, meta, para</i>) MTBE	Cromatografía de gases capilar con inyección de espacio de cabeza. Detector FID.
Aromáticos halogenados	1,2-Diclorobenceno 1,3-Diclorobenceno 1,4-Diclorobenceno 1,2,3-Triclorobenceno 1,2,4-Triclorobenceno 2-clorotolueno 4-clorotolueno	Cromatografía de gases capilar con inyección de espacio de cabeza. Detector ECD.
Halogenados alifáticos		
Trihalometanos (THMs)	<i>Bromoclorometano*</i> Bromoformo Diclorobromometano Dibromoclorometano	Cromatografía de gases capilar con inyección de espacio de cabeza. Detector ECD.
Fumigantes de suelos	DBCP EDB Dibromoeteno 1,3-Dicloropropeno	Cromatografía de gases capilar con inyección de espacio de cabeza. Detector ECD.
Otros compuestos de	Hexaclorobutadieno	Cromatografía de gases capilar con

interés	1,1,2-Tricloroetano Tetracloroetano 1,1,1,2-Tetracloroetano Diclorometano	inyección de espacio de cabeza. Detector ECD.
---------	--	--

* No es un trihalometano en sentido estricto, pero aparece conjuntamente con estos como consecuencia de los procesos de cloración del agua.

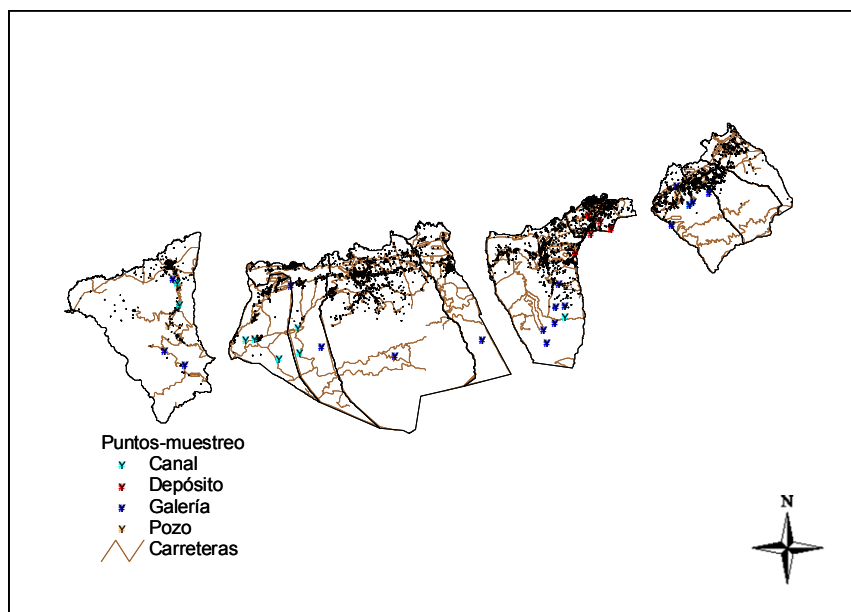


Figura 9. Ubicación de los puntos de muestreo seleccionados en relación al trazado de la red de carreteras y a la distribución de las edificaciones.

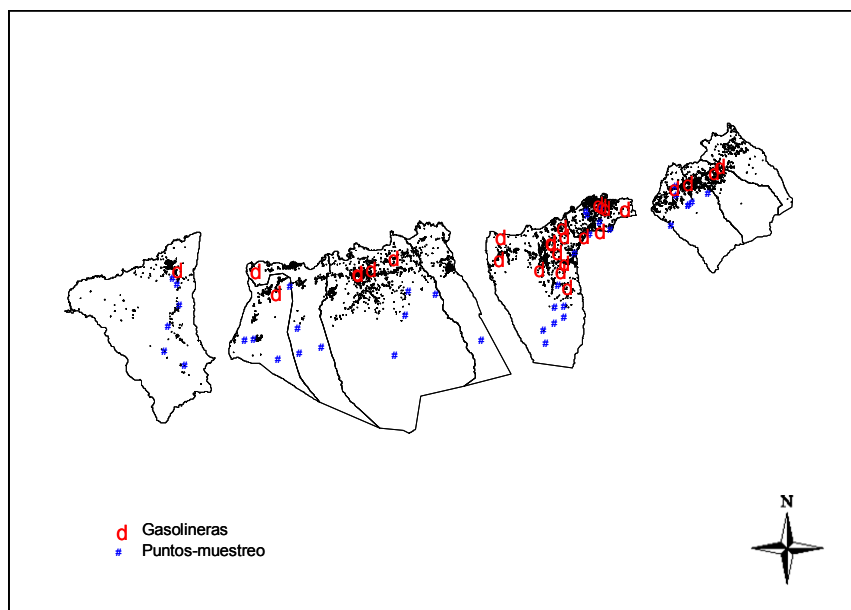


Figura 10. Identificación de la localización de los puntos de muestreo seleccionados y de la ubicación de todas las gasolineras operativas en los 9 Municipios integrados en la Mancomunidad del Norte de Tenerife.

3.1 Resultados de la Identificación de Peligros y del Programa de Monitorización y Control.

De la revisión y del estudio de los resultados obtenidos en los análisis realizados sobre las 126 muestras recogidas en los 51 puntos de muestreo durante los 9 meses de campaña, se extraen una serie de conclusiones generales en cuanto a las diferentes determinaciones analíticas realizadas, que se reducen en la identificación de cinco parámetros como los más relevantes del estudio:

- Fluoruros

- *Nitratos*
- *Amonio*
- *Mercurio*
- *Compuestos Orgánicos Volátiles: Trihalometanos*

Fluoruros

- Se observan altos niveles de fluoruro, valores superiores a los 5 mg/l, en un número considerable de muestras.
- Los valores más elevados de fluoruros, > 8 mg/l, se detectan en muestras ubicadas en el Municipio de Icod de los Vinos.
- Los valores obtenidos concuerdan con los datos históricos recopilados en el Plan Hidrológico Insular.
- Se observa una tendencia de mayores valores de fluoruros en el agua subterránea en relación a la altitud del punto de muestreo, Figura 11.

Una vez integrados los resultados analíticos en la base de datos que sirve de soporte al sistema de información geográfico y tras realizar en éste un análisis geoestadístico aplicando un algoritmo de kriging partiendo de los datos de fluoruro promedio obtenidos para cada uno de los puntos de muestreo, obtenemos el grid o distribución de rejilla, de 100 metros de lado, de los valores de fluoruro en toda la superficie estudiada. El mapa obtenido se muestra en la Figura 12, donde podemos observar cómo a mayor altitud, mayor es el nivel teórico esperado para la concentración de fluoruros.

Nitratos

- Se observan niveles considerablemente altos de nitratos en un importante número de muestras
- En 7 de los 51 puntos de muestreo se detectan valores de nitratos superiores a 30 mg/l en todos los casos, alcanzando los niveles más elevados en muestras ubicadas en el Municipio del Puerto de la Cruz, con valores superiores a los 80 mg/l, que concuerdan con el histórico recogido en el Plan Hidrológico Insular, donde se han llegado a registrar en muestras de la zona del Puerto de la Cruz y del Valle de la Orotava, ubicado, en el mapa de la Figura 3, entre los Municipios del Puerto de la Cruz y Santa Úrsula, valores de nitratos superiores a los 100 mg/l
- Las concentraciones más elevadas de nitratos se encuentran en los puntos de muestreo cercanos a la costa, tanto en el Puerto de la Cruz como en Buenavista del Norte.
- El análisis de superficie, realizado tras la aplicación de un algoritmo geoestadístico de kriging, muestra un mapa, Figura 13, en el que se observa con claridad la influencia del Valle de la Orotava sobre la contaminación por nitratos en las aguas subterráneas cercanas a la costa en el Puerto de la Cruz.

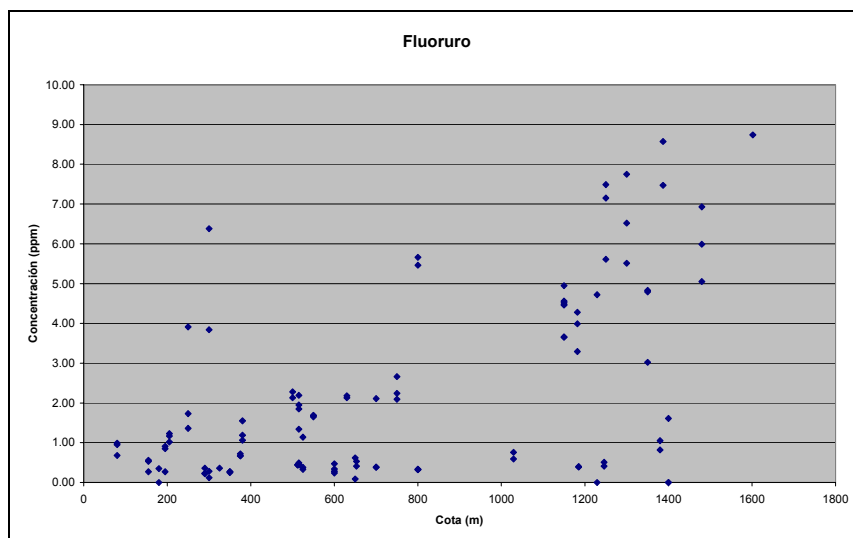


Figura 11. Relación entre niveles de fluoruro determinados y la altitud del punto de muestreo

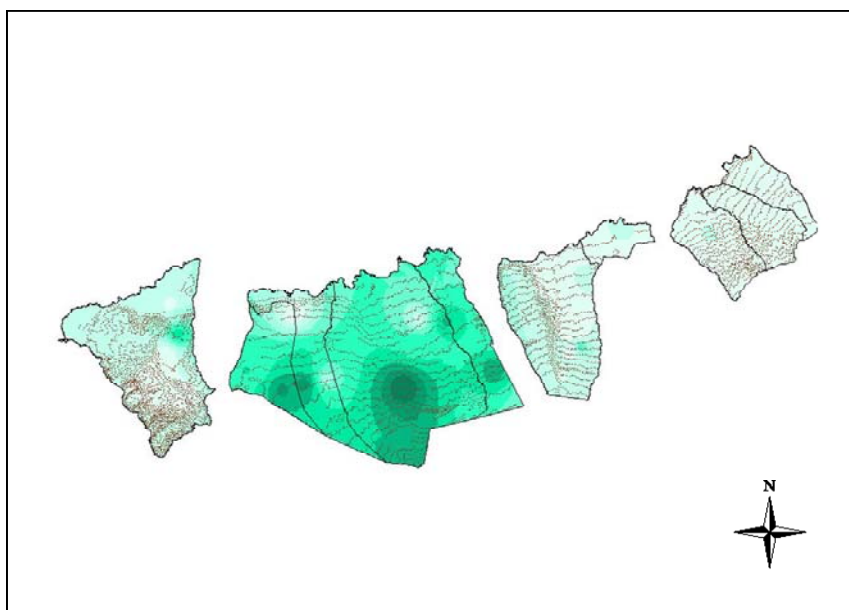


Figura 12. Análisis geoestadístico de superficie, kriging, realizado sobre los datos promedio de fluoruros para cada uno de los 39 puntos de muestreo referenciados geográficamente.

Los resultados obtenidos con el análisis de nitratos demuestra, una vez más, que la contaminación de las aguas subterráneas no ocurre de modo puntual y a escala local, sino que ocurre a escala regional y por tanto sin el soporte de los SIG resulta muy limitado realizar estudios de evaluación de riesgos de contaminación de acuíferos. La presencia de niveles elevados de nitratos en las muestras cercanas a la costa resulta manifiesta y clara a vista de la gráfica de la Figura 14.

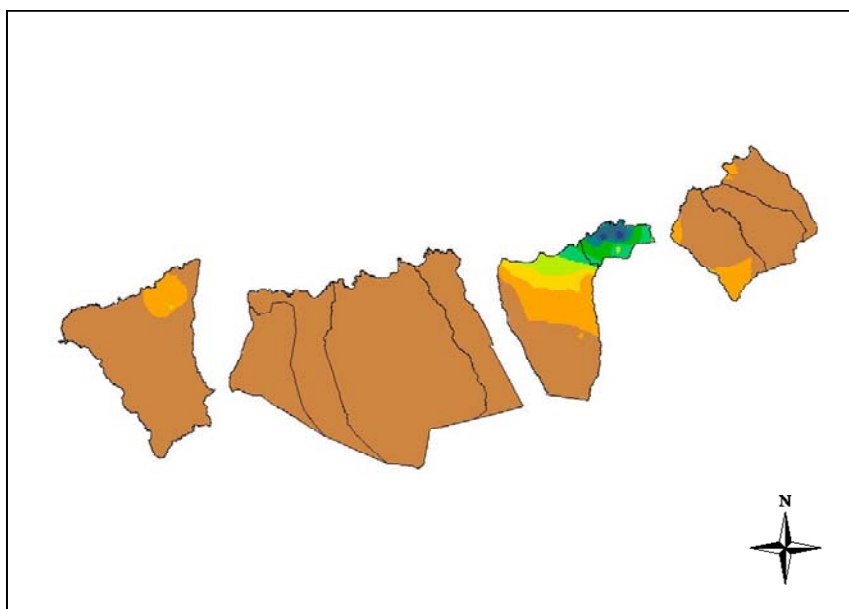


Figura 13. Análisis de superficie para los valores promedio de nitratos en cada punto de muestreo.

El origen de la presencia de nitratos en las aguas subterráneas se asocia a las actividades agrícolas de la zona, especialmente el cultivo del plátano, que acumula una larga historia de cultivo en la zona. Las intensas aplicaciones de fertilizantes nitrogenados de antaño, unidas a un riego predominante por el sistema de la "manta" o riego por inundación, es probablemente el origen de una importante lixiviación de nitratos a través del perfil del suelo. Por

tanto, es de esperar la posible presencia de residuos de plaguicidas en dichos acuíferos, mayoritariamente fumigantes e insecticidas de suelo. Sin embargo, en los pocos ensayos realizados no se han detectado residuos de plaguicidas en la zona. Estos resultados no son de extrañar si se tiene en cuenta que el inicio de las aplicaciones de insecticidas del suelo tipo carbamato (carbufurano, aldicarb, cadusafos, etc.) coincidió en el tiempo con el inicio de la implantación de sistemas de riego por goteo en la plantanera de la zona, reduciendo así el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas de la zona. Sin embargo, sí que es necesario realizar un estudio detallado y exhaustivo sobre la posible presencia de residuos de plaguicidas en las aguas subterráneas del norte de Tenerife que presentan elevados niveles de nitratos.

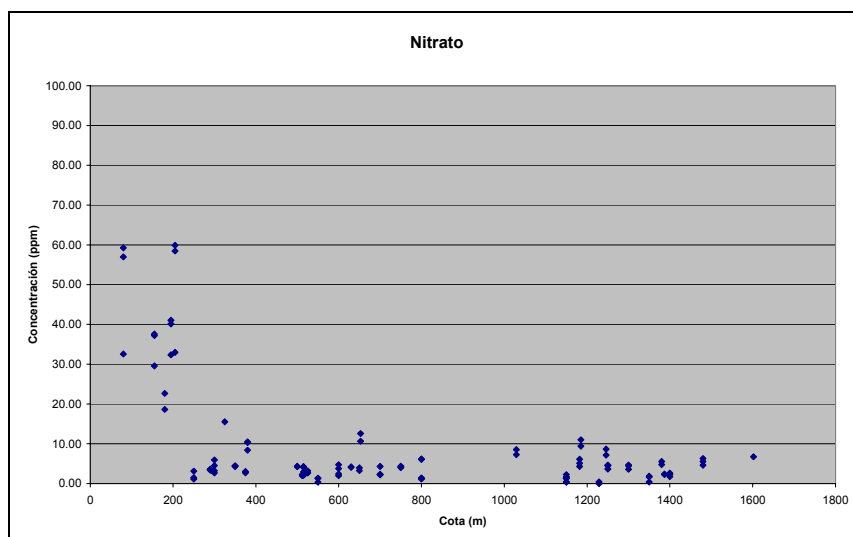


Figura 14. Niveles de nitrato en las 126 muestras respecto a la altitud de los puntos de muestreo

Amonio

No se ha detectado amonio en ninguna de las 126 muestras por encima de 0.1 mg/l, límite de determinación analítico para la técnica analítica empleada.

Mercurio

Sólo se ha detectado Mercurio en una muestra de las 126 analizadas. Se trata de una muestra aislada procedente de un depósito de control ubicado en el Municipio del Puerto de La Cruz. Debido a lo aislado del episodio de la muestra en que se ha detectado mercurio, no se descarta que ésta e haya podido producirse de modo accidental por una contaminación durante el proceso de muestreo, un recipiente de muestreo contaminado, una contaminación ocurrida en el laboratorio, etc. Por tanto, no se tiene en cuenta el resultado obtenido y se concluye en una no contaminación por mercurio en la zona estudiada.

Compuestos orgánicos volátiles: Trihalometanos

- Se han detectado los 3 trihalometanos analizados, bromoformo, diclorobromometano y dibromoclorometano, y el bromoclorometano, familiar cercano de los trihalometanos, en todas las muestras analizadas provenientes de diversos puntos de muestreo.
- Todos los casos de presencia de halometanos se han dado en los depósitos de control y tratamiento de aguas, 4 en total, del Municipio del Puerto de la Cruz y en una galería del Municipio de Santa Úrsula.
- La concentración máxima detectada para el sumatorio de los 4 halometanos detectados fue de 0.04 mg/l, lo que supone menos del 50% de los niveles máximos aceptados en un agua de abasto de 0.1 mg/l. Por tanto, no se identifica una situación de peligro.
- Para los compuestos individuales las concentraciones máximas no han superado los 0.02 mg/l.
- Los valores encontrados en las muestras analizadas concuerdan con los encontrados en estudios similares previos realizados sobre aguas de abasto de la isla de Tenerife.

- La formación de halometanos como consecuencia de los procesos de cloración del agua se asocia a la presencia de materia orgánica soluble.
- Se observa una cierta correlación entre los valores de carbono orgánico no purgable, NPOC, y los valores totales de halometanos en las muestras en que se han encontrado estos últimos. Figura 15.
- La bondad de las determinaciones de carbono orgánico, NPOC, queda confirmada por la elevada correlación, $R^2 = 0.955$, que existe entre los niveles de carbono total determinados en el analizador de carbono orgánico total, TOC, y los valores de bicarbonatos determinados por valoración potenciométrica.

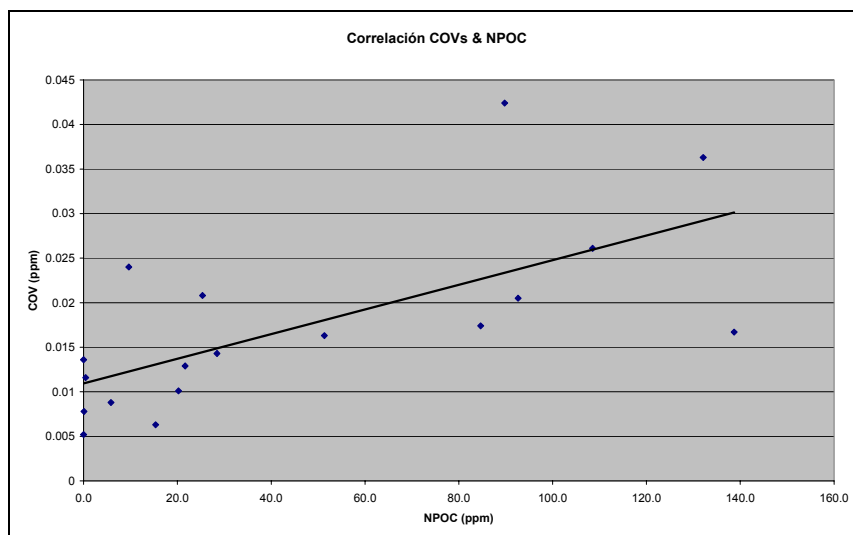


Figura 15. Correlación entre el NPOC, carbono orgánico no purgable, y el sumatorio de halometanos (bromoclorometano + diclorobromometano + dibromoclorometano + bromoformo) en todas las muestras en las que se han encontrado positivos de compuestos orgánicos volátiles.

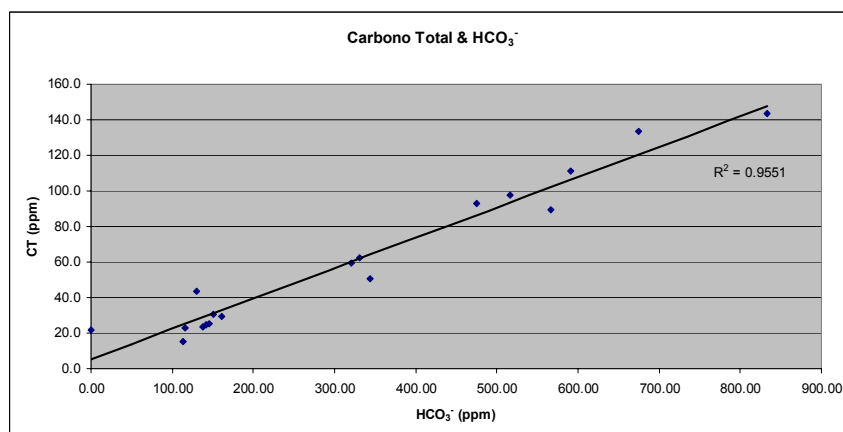


Figura 16. Correlación entre el carbono total medido en el equipo TOC y los bicarbonatos medidos por valoración

3.2 Programa de Monitorización e Identificación de Peligros: Conclusiones

Una vez revisados y estudiados todos los resultados obtenidos en los 9 meses de duración de la campaña de muestreos de aguas subterráneas en el norte de la isla de Tenerife, podemos concluir que no se detectan graves problemas de contaminación. Sin embargo es necesario resaltar varios aspectos:

- Elevados niveles de fluoruros en aguas procedentes de cotas altas, lo que hace recomendable un tratamiento de dichas aguas destinado a reducir los niveles de fluoruros con el objeto de proteger a la población de una excesiva exposición al mismo.
- Elevados niveles de nitrato, por encima de la legislación vigente, en aguas captadas cerca de la costa en las dos principales áreas agrícolas de la zona, siendo especialmente altos los valores de nitrato en las aguas captadas en el Municipio del Puerto de la Cruz.
- Los elevados niveles de nitratos indican que puede ser posible una contaminación por plaguicidas en dicha zona. A pesar de los resultados negativos obtenidos para el análisis de residuos de fumigantes de suelos en las aguas muestreadas, se recomienda la planificación y realización de un muestreo y estudio exhaustivo de residuos de plaguicidas en aguas subterráneas áneas procedentes de puntos de captación cercanos a la costa, especialmente en la zona de influencia del Valle de la Orotava.
- La formación de trihalometanos, THMs, en las aguas sometidas a procesos de cloración, es un proceso habitual que depende del nivel de materia orgánica presente en las aguas sometidas a tratamiento. Se recomienda realizar controles habituales en las aguas tratadas para garantizar que en ningún momento se sobrepasan los valores máximos recomendados de 0.1 mg/l para la suma de THMs.

De todo lo anterior se deduce que el principal peligro para las aguas subterráneas de la zona objeto de estudio es la agricultura: el uso de fertilizantes, contaminación ya manifiesta por los niveles de nitratos, y de plaguicidas.

4 Vulnerabilidad. Uso de Modelos

La vulnerabilidad de un acuífero frente a las amenazas y peligros de contaminación depende de la naturaleza, ya no sólo del acuífero, entendido como la roca saturada en agua y los flujos de ésta que ocurren en él, sino de las capas subyacentes, conocidas como la zona no-saturada y el suelo superficial, que conjuntamente se conocen como la zona vadosa. Como se definió anteriormente, la vulnerabilidad es intrínseca al terreno, a la geología, al tipo de roca y al tipo de suelo sobre el cual se descargan las cargas contaminantes que suponen el peligro de contaminación del agua subterránea. No es excesivamente útil un análisis de vulnerabilidad sin una suposición de peligro, dado que lo que obtendríamos sería una información hipotética basada únicamente en las propiedades físicas de la roca y las condiciones ambientales. Sin embargo, se han desarrollado modelos de cálculo de la vulnerabilidad del acuífero que son útiles como herramientas que aportan información que, combinada con una identificación de peligros permite hacer una pre-evaluación intuitiva del riesgo de contaminación, aunque sin ningún carácter cuantitativo. Entre los modelos de estimación de la vulnerabilidad, el más conocido y utilizado es el denominado sistema DRASTIC: Distancia al nivel freático, Recarga neta, características del Acuífero, propiedades del Suelo, Topografía, Impacto de la zona no saturada (textura) y Conductividad hidráulica del acuífero. El cálculo se basa en la identificación de las variables indicadas como descriptivas del sistema y la asignación de una puntuación a cada una de ellas, dentro de un baremo de puntos definido para cada variable y a su vez ponderado en función de la importancia relativa de cada variable y su aportación al conjunto. En definitiva, es un sistema empírico basado en el tipo de roca, propiedades del suelo y del entorno de éste, que únicamente aporta información sobre la facilidad que podría encontrarse un contaminante para "viajar" a través de la zona no-saturada hasta alcanzar el agua subterránea.

El suelo es un elemento esencial de los ecosistemas terrestres, tanto por ser el soporte del crecimiento vegetal como por regular los procesos cíclicos de circulación de materia y energía. Gracias a la diversidad y abundancia de organismos que habitan en él, el suelo posee una apreciable capacidad degradativa sobre los contaminantes de naturaleza orgánica que se descargan sobre él, tanto plaguicidas como otros xenobióticos, contribuyendo así a su eliminación. En este sentido, el papel del suelo como depurador de contaminantes es tan crucial como desconocido

o poco valorado. Sin embargo, no todos los contaminantes son degradados con igual efectividad. Algunos persisten durante semanas o meses a altas concentraciones, pudiendo ser aún activos o no. Ello depende de las condiciones del medio y de las propiedades del compuesto (naturaleza química, solubilidad en agua, volatilidad, etc.). El *Paraquat*, uno de los herbicidas más usados en Canarias, constituye un ejemplo clásico. Este compuesto es activo por contacto, pero su carácter catiónico determina que sea fuertemente retenido por componentes sólidos del suelo, persistiendo así, inactivo, por largos periodos de tiempo.

Lograr los objetivos de una evaluación de la vulnerabilidad de un acuífero pasa necesariamente por estudios de carácter simulativo sobre el destino y comportamiento ambiental de los contaminantes que representan los peligros y amenazas para la integridad de dicho acuífero. A su vez, dichos estudios suponen la aplicación de modelos al efecto. En el caso del transporte de contaminantes, entendido de modo general en el campo de la hidrogeología como transporte de solutos, se han desarrollado diversos modelos con distinto grado de complejidad matemática y conceptual. Entre ellos, los modelos *evaluativos* constituyen una de las posibilidades más atractivas, porque permiten estimar las posibles rutas ambientales de los contaminantes, indicando los principales reservorios y sumideros ambientales por una parte, y las potenciales dianas ambientales por otra. Si bien su capacidad para aportar predicciones cuantitativas es limitada, sí que pueden aplicarse en análisis preliminares o en la comparación de unos contaminantes frente a otros. Como bien hace mención su propio nombre, los modelos evaluativos requieren de un ambiente o situación modelo sobre la cual simular el comportamiento de los contaminantes. Cuando se desarrollan modelos evaluativos y, en general, la mayoría de los modelos que simulan el transporte y el comportamiento de solutos, los esfuerzos se orientan hacia los contaminantes orgánicos, porque éstos suponen un problema creciente cada año debido a la síntesis continua de todo tipo de sustancias de naturaleza orgánica con aplicaciones en todos los ámbitos de la vida, desde el hogar hasta la industria, pasando por la agricultura, que como ya se mencionó anteriormente, se ha identificado como la principal fuente de contaminación no-puntual o dispersa de las aguas subterráneas. Los contaminantes orgánicos identificados como potenciales contaminantes de las aguas subterráneas, presentan, de modo general, una serie de características y propiedades comunes que les confieren precisamente ese carácter contaminante. Esas características generales son básicamente dos:

- Relativa solubilidad en agua
- Resistencia a la degradación: persistencia

La características anteriores son el resultado o consecuencia de las propiedades intrínsecas del propio contaminante: masa molar, punto de ebullición, presión de vapor, solubilidad en agua; y de algunas propiedades partitivas y reactivas del mismo: coeficiente de partición octanol:agua, coeficiente de partición carbono orgánico – solución del suelo y vida media en el suelo. Todas estas propiedades confieren a los contaminantes en cuestión las características que permiten identificarlos como peligros potenciales para el agua subterránea.

En el caso de la contaminación de aguas subterráneas, los modelos evaluativos han recibido especial atención, dada la magnitud global del problema y la enorme complejidad del sistema hidrogeológico. Dichos modelos evaluativos se denominan aquí *Índices de Lixiviación*, y no han sido concebidos al objeto de cuantificar el transporte de los contaminantes desde la superficie del suelo hasta el acuífero, sino para clasificar un grupo de éstos, según su potencial relativo para alcanzar el agua subterránea. A partir de este momento centraremos nuestra atención en los plaguicidas, aunque todo el desarrollo de modelos que sigue es aplicable también a otras moléculas de naturaleza orgánica. Los plaguicidas han recibido, con diferencia, la mayor parte de la atención y esfuerzos a la hora de desarrollar modelos para poder evaluar la vulnerabilidad del agua subterránea, dado que la agricultura es el principal peligro de contaminación del agua subterránea.

Un primer paso para lograr el objetivo planteado por los modelos evaluativos es conocer el comportamiento de los contaminantes en el suelo, así como los factores (tanto propios del compuesto en cuestión como del propio medio) que determinan la mayor o menor tendencia y capacidad de un compuesto determinado para alcanzar el agua subterránea. Las propiedades físicas, químicas y partitivas de los plaguicidas están suficientemente documentadas. Por otro lado, los procesos y mecanismos que condicionan la dinámica de los plaguicidas en el suelo (adsorción-desorción, volatilización, degradación, etc.) se han venido estudiando con detalle desde los años 60. En último término, el que un plaguicida determinado sea o no transportado hasta el agua subterránea resultará del balance entre los distintos procesos a los que se ve sometido una vez que penetra en el suelo. De este modo, surgen los *Modelos Evaluativos* como una primera aproximación predictiva. Se basan en suposiciones determinísticas simples,

requieren muy poca información para su aplicación y su hipótesis inicial es que las variables ambientales no afectan significativamente a los resultados finales, de modo que los plaguicidas podrán ser clasificados principalmente en función de su *vocación* ambiental.

1. Si asumimos que el comportamiento relativo de un grupo de plaguicidas será similar bajo diferentes condiciones ambientales, se puede establecer una clasificación de su potencial para lixiviar hasta la zona saturada. Se identifica así el plaguicida que representa, teóricamente, una situación de mayor peligro, independientemente de las tasas y frecuencias de aplicación, que aportarían el peligro real.
2. El orden de lixiviación de los plaguicidas no varía significativamente de un lugar a otro, pero sí la magnitud de la lixiviación, sean cual sean las condiciones ambientales, por lo que según sean dichas condiciones ambientales, se identificarán situaciones de mayor o menor vulnerabilidad.

Se han propuesto varios índices de este tipo, sin embargo, la mayoría de ellos carece de significado físico, lo que les hace perder credibilidad, validez y por tanto, aplicabilidad. El primer índice de lixiviación con significado físico es el denominado factor de atenuación, *AF* (*Attenuation Factor*) propuesto por Rao en 1985 y cuya expresión matemática general es:

$$AF = \exp \left[L \cdot \left(1 + \frac{\rho_s \cdot f_{oc} \cdot K_{oc}}{\theta_{FC}} + \frac{a \cdot K_{aw}}{\theta_{FC}} \right) \cdot \frac{\theta_{FC}}{J_w} \cdot \frac{\ln 2}{t_{1/2}} \right]$$

donde *L* es el espesor de la capa superficial de suelo considerada, ρ_s es la densidad aparente del suelo (kg/m^3), f_{oc} es la fracción de C orgánico en el suelo, K_{oc} es el coeficiente de partición C orgánico:solución del suelo para el plaguicida, θ_{FC} es la humedad del suelo a la capacidad de campo (33 kPa), *a* es la fracción volumétrica de aire, K_{aw} es el coeficiente de partición aire:agua para el plaguicida considerado, J_w es la recarga neta del acuífero (m/día) y $t_{1/2}$ es la vida media del plaguicida en el suelo (días) (los parámetros sin unidades especificadas son adimensionales). El valor de porosidad libre, o fracción volumétrica de aire, representado por *a* se aplica asumiendo la humedad a la capacidad de campo y resultaría por tanto de restar dicha humedad al valor de porosidad total:

$$a = n - \theta_{FC}$$

Mientras que el valor de porosidad total, *n*, puede calcularse conocidas las densidades aparente y real del suelo, donde ρ_p es la densidad real:

$$n = 1 - \frac{\rho_s}{\rho_p}$$

El coeficiente de partición aire:agua se obtiene a partir de las propiedades intrínsecas o físico-químicas del plaguicida:

$$K_{aw} = (P_v/S) \cdot (1/RT)$$

Siendo P_v la presión de vapor del plaguicida (Pa), *S* la solubilidad en agua (mol/m^3), *R* la constante universal de los gases ($\text{Pa} \cdot \text{m}^3 / \text{mol} \cdot ^\circ\text{K}$) y *T* la temperatura ($^\circ\text{K}$).

Resumiendo, el índice de lixiviación (modelo evaluativo), *AF*, requiere de 10 variables de entrada para su cálculo:

5 parámetros del suelo:

<i>L</i>	espesor de la capa superficial de suelo considerada
ρ_s	densidad aparente del suelo (kg/m^3)
ρ_p	densidad real del suelo (kg/m^3)
f_{oc}	fracción de C orgánico en el suelo

θ_{FC}	humedad del suelo a la capacidad de campo (33 kPa)
4 propiedades del plaguicida:	
K_{oc}	coeficiente de partición carbono orgánico:solución del suelo para el plaguicida
S	solubilidad en agua (mol/m ³)
P_v	presión de vapor (Pa)
$t_{1/2}$	vida media del plaguicida en el suelo (días)
y una variable hidrogeológica:	
J_w	recarga neta del acuífero (m/día)

El índice AF calcula la fracción de plaguicida aplicado que lixivia, Figura 17, atravesando una capa de suelo dada (de espesor L). Puesto que AF es una fracción, su rango de valores está comprendido entre cero y uno. Cuanto más próximo es AF a cero, menor es el potencial de lixiviación, y viceversa si AF tiende a uno, ya que ello significa que todo el plaguicida aplicado atraviesa la capa de suelo y está en condiciones de alcanzar el nivel freático.

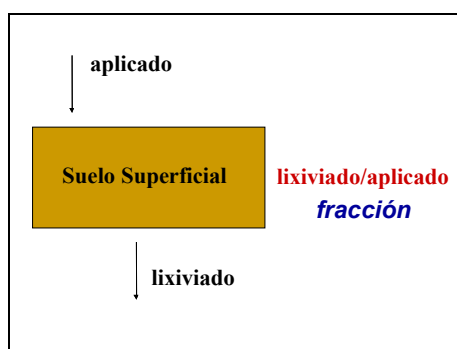


Figura 17. Representación del significado de los índices de lixiviación AF y Li

Posteriormente a la aparición del factor de atenuación, Eros Bacci en 1994 propone un nuevo índice de lixiviación que se ha denominado Li, *leaching index*, que se basa en el concepto de fugacidad y en los modelos previos de Donald Mackay desarrollados a lo largo de la década de los 80. El modelo de Bacci tiene el mismo significado físico del índice AF, Figura 17, y requiere las mismas 10 variables de entrada, aunque su cálculo introduce un mayor nivel de complejidad, que se ve reflejado en una mejor representación de la dinámica del plaguicida en el suelo, especialmente en lo que al cálculo de la incidencia de los procesos de volatilización se refiere, el cual está basado en los trabajos de Jury publicados durante la primera mitad de los 80. Las diferencias entre los índices AF y Li se basan en su complejidad de cálculo y en consecuencia en su ámbito de aplicación. En el caso del índice AF los fumigantes de suelos, *DBCP*, *EDB*, *1,2-Dicloropropano*, siempre son un peligro grave para el agua subterránea, mientras que en el caso del índice Li sólo son peligrosos en situaciones de saturación del suelo en agua, la cual minimiza el proceso de volatilización. Los fumigantes de suelos mencionados son compuestos extremadamente volátiles, tanto, que su aplicación se suele realizar por inyección al suelo y seguida de un riego a manta, inundación del terreno, para minimizar las pérdidas por volatilización. Por tanto, el índice Li propuesto por Eros Bacci presenta un ámbito más amplio de aplicación, mientras que el índice AF es mucho más sencillo e inmediato de aplicar.

Estos modelos permiten elaborar criterios de protección del agua subterránea cuando hay que optar entre una gama de principios activos plaguicidas para controlar una determinada plaga o enfermedad. En función de las características del compuesto y del suelo, el riesgo de contaminación del agua subterránea será distinto en cada combinación posible de plaguicida y suelo, aunque, como se indicó anteriormente, la peligrosidad potencial relativa de los plaguicidas no varía de un suelo a otro, el más peligroso lo será en todas las situaciones, mientras que la magnitud del peligro sí que varía de un suelo a otro y dentro de un mismo suelo de un lugar a otro debido a las variables que influyen sobre la recarga.

Hay muchas variables que juegan un papel fundamental en una evaluación completa del riesgo de contaminación del agua subterránea, además de los plaguicidas que se utilicen en las prácticas agrícolas y la naturaleza del suelo. Variables como la tasa y frecuencia de aplicación del plaguicida, la tasa de precipitaciones, la temperatura, las

prácticas de irrigación, el tipo de cultivo, etc., son parte de la evaluación del peligro potencial que amenaza a los acuíferos en cada situación.

Los índices de lixiviación, modelos evaluativos, aparecen como una útil herramienta de evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea en un área determinada, sin embargo, tienen un carácter limitado dado que aportan información sobre situaciones concretas y puntuales, en lo que a propiedades del suelo e hidrogeológicas se refiere, están en un ámbito geográfico muy reducido. Es indudable que una dimensión georreferenciada de las predicciones aportadas por estas herramientas, índices de lixiviación, supone un valor añadido inmenso, especialmente para las personas y organismos de cuyas decisiones, en último término, dependen el medio y los recursos naturales. Esta posibilidad viene dada por los *Sistemas de Información Geográfica* (SIGs). Los índices de lixiviación pueden ser aplicados sobre una base cartográfica gracias a los SIGs, lo que amplía considerablemente la validez y el ámbito de estos índices, dado que sobre una base cartográfica se pueden obtener estimaciones de la vulnerabilidad del acuífero en una amplia extensión, a escala regional, pudiendo así identificar, dentro de una zona objeto de estudio, las localidades más vulnerables.

Las variables de entrada requeridas por los índices de lixiviación pueden estar contenidas en un mapa de suelos que lleve asociada una base de datos de parámetros característicos de las unidades cartográficas que se identifiquen. Por otro lado, los mapas de precipitaciones, de temperaturas, de evapotranspiración, de cultivos, geológico, y el propio mapa de suelos, contienen las variables requeridas para realizar estimaciones de la recarga del acuífero en cada punto del mapa. Toda esta información geográfica combinada con una base de datos externa que contenga información sobre los peligros que amenazan el acuífero, pueden generar en el marco de un sistema de información geográfica la base de cálculo y posterior representación de una evaluación a escala regional de la vulnerabilidad del agua subterránea de una amplia zona de estudio.

La primera capa de información necesaria para conducir la aplicación de los índices de lixiviación a escala regional, es un mapa de suelos. Para disponer de un mapa de suelos adecuado, es necesario elegir un sistema de clasificación de suelos basado en propiedades de diagnóstico, es decir, aquel que distinga los distintos tipos de suelos en función de los valores de determinadas propiedades cuantificables del mismo. El sistema de clasificación americano o *Soil Taxonomy* se perfila como la solución adecuada, por dos razones:

- (i) su carácter prácticamente universal, ya que es conocido y empleado por la práctica totalidad de la comunidad científica dedicada al estudio del suelo
- (ii) su carácter jerárquico y objetivo, es decir, la vertebración de las distintas categorías taxonómicas (orden, suborden, gran grupo, subgrupo, familia y serie) en función de parámetros y propiedades de diagnóstico, tal como requiere nuestro planteamiento.

Sin embargo esto supone un nuevo inconveniente, a la hora de distinguir entre los diferentes tipos de suelos, ¿qué categoría taxonómica debe elegirse? Es evidente que, para cada propiedad de diagnóstico (por ejemplo, la textura) existe una determinada variabilidad en cada categoría. El parámetro *textura* puede tomar valores muy dispares, ya sea a nivel de orden o de subgrupo. Por tanto, a la hora de asignar valores característicos de éste y otros parámetros a una u otra categoría taxonómica, existe un grado de incertidumbre estadística, derivado de dicha variabilidad. Este problema ha sido ya abordado por Keith Loague y colaboradores, quienes han evaluado la incertidumbre estadística en estudios de lixiviación de plaguicidas en la bahía de Pearl Harbor, Oahu, Hawaii. De acuerdo con estos investigadores, la categoría taxonómica de rango superior (orden), es válida para distinguir los diferentes tipos de suelos, en tanto que la consideración de categorías inferiores (suborden, etc.) no supone una disminución significativa de la incertidumbre. En términos prácticos, ello significa que los valores característicos de las propiedades del suelo necesarias para nuestro estudio (humedad a la capacidad de campo, densidades aparente y real, porcentaje de carbono orgánico y porosidad libre) pueden extrapolarse a la superficie total ocupada por los suelos pertenecientes a un mismo *orden* dentro de la *Soil Taxonomy*. Esto, naturalmente, simplifica considerablemente el mapa de suelos necesario, aunque es indispensable señalar una importante pregunta, ¿tienen algo que ver los suelos naturales, sobre los que se basan los sistemas de clasificación de suelos, con los suelos agrícolas? La respuesta es obvia, no. Los suelos agrícolas pueden tener propiedades similares a los suelos naturales originarios en lo que respecta a las densidades real y aparente, aunque esta última meno, pero en lo que se refiere a humedad a la capacidad de campo y, sobre todo, a contenido en carbono orgánico, el tipo de cultivo y las prácticas de fertilización aplicadas durante años, llevan a dicho suelo a una dinámica de la materia orgánica que

no tiene mucho que ver con la del suelo natural original. Este es uno de los grandes retos a los que se enfrentan los estudios de vulnerabilidad del agua subterránea a escala regional, la información sobre suelos. Como bien apunta el dicho popular, “la información es poder” y en este caso esa frase es de máxima aplicación, porque a mayor y mejor información, no sólo sobre suelos, sino sobre todas las variables necesarias para realizar los cálculos sobre los que se basa la evaluación de vulnerabilidad, mejores y más fiables resultados se obtendrán.

En el párrafo anterior se ha introducido un concepto nuevo no mencionado anteriormente en este capítulo, la Incertidumbre. Resulta obvio pensar que todo cálculo y estimación basado en un modelo que requiere de variables de entrada, conlleva una incertidumbre asociada, la cual será menor a mejor calidad y mayor fiabilidad de los datos de las variables de entrada. Es posible desarrollar estimaciones de la incertidumbre para prácticamente cualquier modelo, incertidumbre que se puede calcular a diferentes niveles de complejidad, obteniendo estimaciones de la misma más precisas respectivamente. Los dos métodos más extendidos de cálculo de incertidumbre en modelos matemáticos son:

- Análisis de Incertidumbre de primer orden
- Análisis de Montecarlo

El primero de estos métodos es más simple y está basado en un desarrollo matemático de cálculo de la variabilidad en el resultado final del modelo frente a variaciones en cada una de sus variables, siendo la incertidumbre calculada función de la variabilidad de los datos de entrada, o sea, de la desviación estándar del conjunto de datos conocido para cada una de las 10 variables de entrada en el caso de los índices de lixiviación introducidos anteriormente. En el análisis de incertidumbre de primer orden de los índices AF y Li se ha identificado como las variables que mayor variabilidad aportan al resultado del modelo el contenido en carbono orgánico del suelo, el coeficiente de partición carbono orgánico – solución del suelo y sobre todo, la vida media de los plaguicidas en el suelo.

El análisis de Montecarlo implica un complejo cálculo matemático que requiere del uso de potentes ordenadores y de tiempo para poder ser llevado a cabo. Básicamente el análisis de montecarlo computa y calcula todas las situaciones posibles que se pueden dar en el modelo, calculando finalmente la desviación estándar de todas las posibles soluciones del modelo en función de todas las posibles situaciones de las variables de entrada.

Una evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea ante los peligros que la amenazan a lo largo y ancho de una zona de estudio a escala regional, requiere del cálculo de incertidumbres para poder dar un intervalo de confianza de la evaluación, dado que es precisamente, una evaluación, no una determinación exacta.

En la Figura 18 se muestran los mapas que representan las capas de información necesarias para poder desarrollar evaluaciones de la vulnerabilidad de los acuíferos a la contaminación por plaguicidas en la Isla de Tenerife.

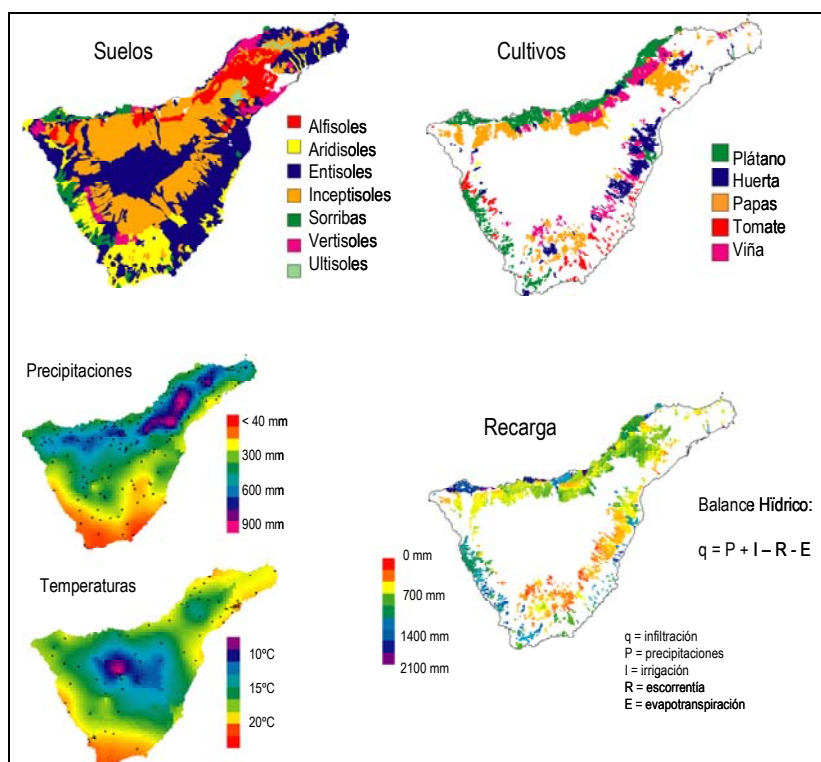


Figura 18. Capas de información necesarias, combinadas y gestionadas en el de un SIG, para realizar evaluaciones de vulnerabilidad del agua subterránea en la isla de Tenerife

Tomemos como ejemplo la proliferación de nemátodos en los suelos de Tenerife, que afecta principalmente al plátano, el tomate y la papa (en este último caso, la incidencia es mayor en el sur de la isla). Tres de los principios activos más utilizados en su control son el *Carbofurano*, el *Etoprofos* y el *Fenamifos*. La Figura 19 muestra el potencial contaminante de estos compuestos para el agua subterránea en Tenerife. Según la pauta de clasificación propuesta, el plaguicida más peligroso es con diferencia el *Carbofurano*, al presentar mayor superficie en rojo, correspondiente a valores altos de AF. Los otros dos entrañan menor riesgo para el acuífero. Otro ejemplo se presenta en la Figura 20. Ya se ha indicado que el *Paraquat* es un herbicida de uso muy difundido, tanto en Canarias como particularmente en Tenerife. Esta figura muestra el riesgo potencial de contaminación del acuífero representado por otros dos herbicidas: *Metolaclo* y *Metribuzina*, como alternativas al *Paraquat*. Los mapas revelan que el *Metolaclo* sería la opción menos peligrosa. La Figura 21 muestran un ejemplo de cálculo de vulnerabilidad, que incluye análisis de incertidumbre, con el índice Li. Con todo, conviene recordar que en ambos ejemplos sólo se considera el riesgo de contaminación del agua subterránea de un modo cualitativo, utilizando simples índices de lixiviación que, sin embargo, permiten llevar a cabo una evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea a escala regional y permiten identificar las situaciones, localidades, de mayor vulnerabilidad.

Hasta el momento, hemos introducido dos niveles de complejidad en las evaluaciones de la vulnerabilidad de los acuíferos, primero el uso de modelos evaluativos simples, índices de lixiviación y, posteriormente, el cálculo georreferenciado de éstos en el marco de un SIG. Existe un tercer nivel, representado por los *Modelos de Lixiviación*, también conocidos como Modelos Numéricos, cuyo fin es estimar, a través de cálculos muy elaborados y sumamente complejos, la masa del principio activo plaguicida que alcanzará el agua subterránea, para lo que se requiere abundante información de entrada, así como una extensa y detallada base teórica sobre la que se desarrolla el modelo matemático asociado.

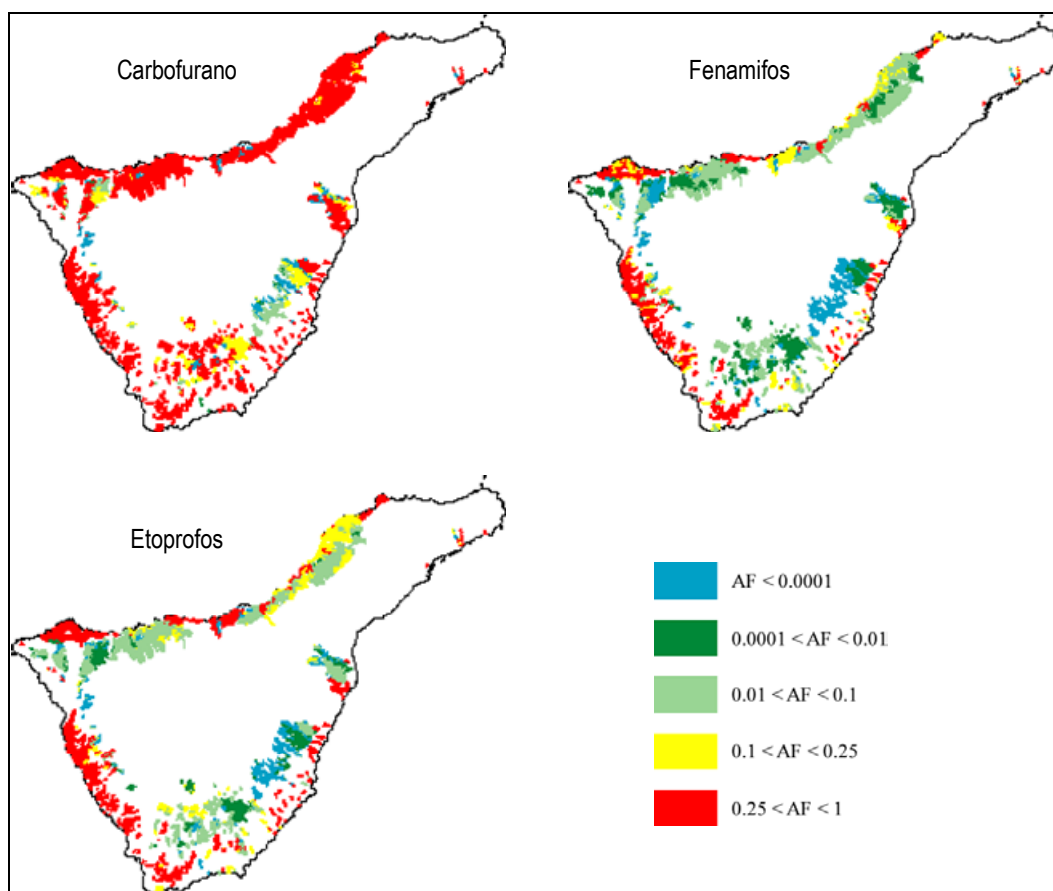


Figura 19. Mapas de vulnerabilidad del agua subterránea en Tenerife para la aplicación de los nematocidas de uso habitual en el cultivo del Plátano. Calculados con el índice AF

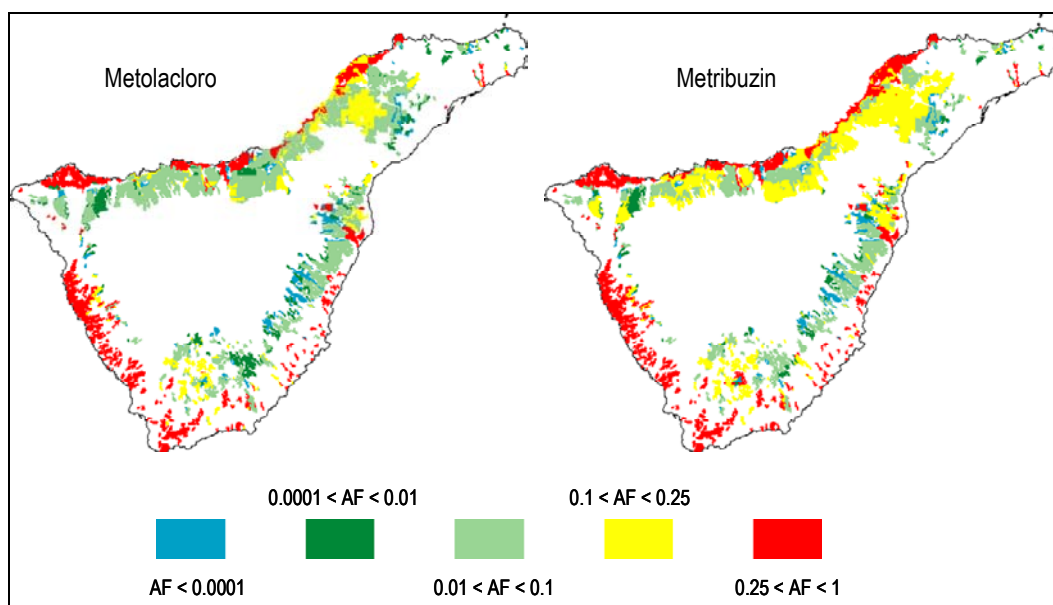


Figura 20. Mapas de vulnerabilidad del agua subterránea en Tenerife para dos herbicidas, calculados con el índice AF

Existen diversos y variados Modelos de Lixiviación, que presentan un elemento en común que aporta la complejidad principal, el cálculo detallado del flujo de agua a través de un medio poroso, en este caso el medio poroso más complejo que se conoce, el suelo. Ejemplos de estos Modelos de Lixiviación son el PRZM (*Pesticide-Root Zone Model*) y sus posteriores versiones mejoradas, GLEAMS, VARLEACH, etc., todos modelos de naturaleza determinística y funcional y que están diseñados y orientados hacia la gestión de recursos hídricos subterráneos como herramientas de evaluación. Otros modelos de lixiviación como el PESTLA o el LEACHM-P son también modelos determinísticos pero son considerados mecanísticos que aportan soluciones numéricas destinadas a la investigación.

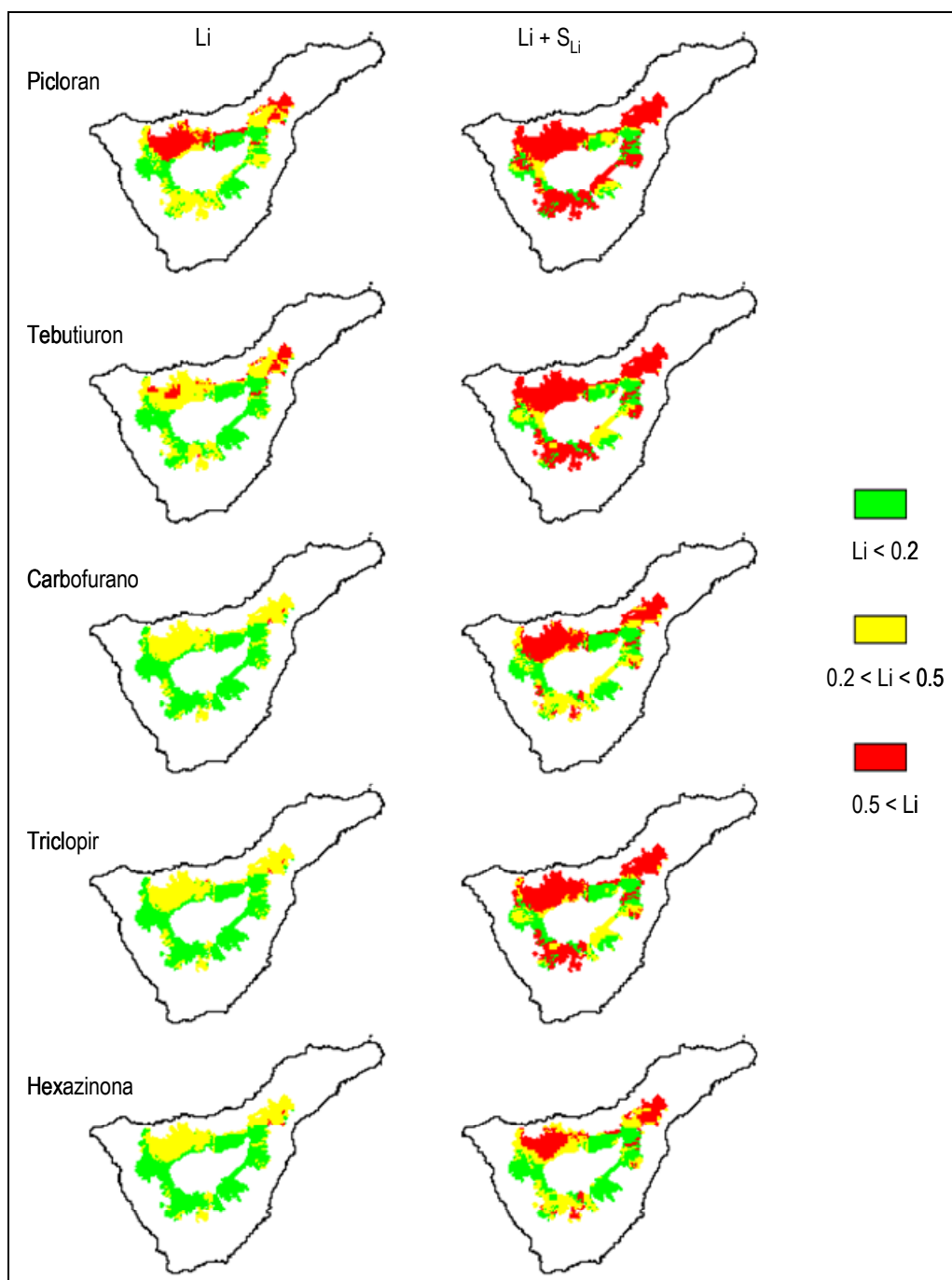


Figura 21. Mapas de vulnerabilidad del agua subterránea calculados con el índice Li y con análisis de incertidumbre incluido. Los mapas representan una evaluación de vulnerabilidad para el supuesto caso de que se utilizaran diferentes plaguicidas en una hipotética repoblación del pinar de la corona forestal de la Isla de Tenerife

De todos estos modelos, el más citado en la bibliografía como el más utilizado es el PRZM-2, un modelo definido como compartimental, determinístico, conceptual dinámico y unidimensional que simula el transporte de solutos desde la superficie del suelo hasta el nivel freático a través de la zona no-saturada, aportando una solución numérica en modo de concentración del soluto en el agua. Con el modelo PRZM-2 se simula el "viaje" de un soluto a

través de la zona vadosa hasta alcanzar la zona saturada. El modelo compartimenta todo el perfil de la zona vadosa en una serie de láminas apiladas y da como resultado la concentración del soluto en el agua contenida en cada lámina, calculando la evolución de la concentración en el tiempo. Como es obvio, el resultado del modelo no se puede considerar cuantitativo de un modo categórico, pero sí que se puede tener en cuenta como un resultado semi-cuantitativo de referencia a la hora de tomar decisiones.

Variables de Entrada requeridas por PRZM-2	
<i>Datos Meteorológicos</i>	<i>Cultivo</i>
Precipitaciones (diario, mm)	Máxima capacidad de intercepción
Temperatura (diario, °C)	Profundidad máxima de enraizamiento
	Máximo recubrimiento
	Máxima altura
	Número de ciclos de cultivo
	Fecha de brotación
	Fecha de maduración
	Fecha de cosecha
<i>Plaguicidas</i>	<i>Suelo</i>
Número de aplicaciones	Número de Horizontes
Fecha de la aplicación	Profundidad total del perfil
Método de aplicación	Para cada horizonte:
Difusividad molecular del plaguicida en el aire	Grosor (cm)
Constante de Henry (K_H)	Incremento espacial (Δz , cm)
Constante de desaparición del suelo (k , days ⁻¹)	Carbono orgánico (%)
Coefficiente de partición carbono orgánico – solución del suelo (K_{OC} , ml g ⁻¹)	Densidad aparente (kg m ⁻³)
	Capacidad de campo (q_{FC})
	Punto de marchitamiento (q_{WP})

Cuadro 1. Variables de entrada requeridas por el modelo PRZM-2

5. Evaluaciones de Riesgo

Hasta el momento, se hemos desarrollado las dos metodologías de actuación planteadas al inicio de este capítulo, por un lado, la identificación de peligros y el diseño de programas de monitorización y control de la contaminación de las aguas subterráneas y, por otro lado, la metodología de evaluación de la vulnerabilidad de los acuíferos basada en el uso de modelos matemáticos, utilizando para ello tres niveles de complejidad, los modelos evaluativos simples, la integración de éstos en un sistema de información geográfica georreferenciando las variables de entrada y los resultados de los modelos y, finalmente, se han introducido los modelos numéricos de transporte de solutos a través de la zona vadosa hasta el agua subterránea, como herramientas que aportan resultados semi-cuantitativos. Llegados a este punto estamos en disposición de integrar toda la información y herramientas desplegadas a lo largo de este capítulo para plantear una estrategia de desarrollo de evaluaciones de riesgo de contaminación del agua subterránea. La estrategia que proponemos se basa en la identificación en cada paso de la peor situación posible, dado que se busca la situación más desfavorable con el objetivo de tener la seguridad de que aplicando, en ese peor escenario posible, los estándares fijados por la legislación, se puedan desarrollar criterios de actuación que aseguren la protección en toda la zona objeto de estudio

Se propone una estrategia de evaluación de riesgo de contaminación dividida en 4 pasos:

- I. Identificación del Problema: Peligro
- II. Clasificación de peligro potencial: evaluación de la vulnerabilidad
- III. Ampliación a escala regional: Identificación de la zona más vulnerable
- IV. Aplicación de Modelos Numéricos: resultados semicuantitativos

Identificación del Problema. Peligro

Este primer paso consiste en identificar aquellas amenazas y peligros para el agua subterránea que suponen un problema en la zona objeto de estudio. Tal y como se desglosó previamente en este capítulo, esta tarea se puede sub-dividir en 9 pasos descritos en la página 6. Una vez desglosados los potenciales peligros y amenazas y tras

integrar toda la información disponible, se identifica el problema a estudiar. En este punto cabe diferenciar entre problema y peligros, el primero es una situación completa y con entidad propia, mientras que los peligros son los componentes de ese problema. Por ejemplo, un problema es el uso de nematocidas en el cultivo del plátano, mientras que los peligros son cada uno de los nematocidas que podrían aplicarse.

Clasificación del peligro potencial: evaluación de la vulnerabilidad

Una vez identificado el problema que se va a evaluar, se desarrolla una evaluación de la vulnerabilidad del acuífero ante ese problema, clasificando las situaciones potenciales de peligro dentro del problema identificado con el objeto de encontrar el caso más desfavorable.

Ampliación a escala regional: Identificación de la zona más vulnerable

Una vez identificado el problema y clasificados de mayor a menor los peligros asociados a dicho problema, se amplía el cálculo del modelo evaluativo a toda la zona objeto de estudio gracias a los SIGs, identificando en el mapa obtenido las localidades más vulnerables de toda la zona.

Aplicación de Modelos Numéricos: resultados semicuantitativos

Finalmente, una vez se ha identificado el problema y los peligros asociados, tras haber clasificado éstos con un modelo evaluativo y haber identificado, gracias a SIGs, la localidad más vulnerable, todo bajo el criterio de elegir en todo momento el peor escenario posible, se aplica, en dichas localidades de máxima vulnerabilidad, un modelo numérico o modelo de lixiviación, que nos aporta la concentración del soluto que amenaza la integridad del agua subterránea a lo largo del tiempo, lo que nos permite, sobre esos datos de concentración que consideramos como semicuantitativos, aplicar la legislación vigente con el objeto de fijar unos criterios de actuación para proteger el agua subterránea. Los datos semicuantitativos aportados por el modelo de lixiviación suponen el dato objetivo de la evaluación de riesgos desarrollada.

5.1 Evaluación de Riesgo. Ejemplo hipotético desarrollado para el caso del uso de plaguicidas en la Isla de Tenerife

Hasta aquí se ha definido, de modo teórico, el proceso de desarrollo de una evaluación de riesgos, siguiendo paso a paso la metodología propuesta en este capítulo. Pasamos ahora finalmente al desarrollo de un ejemplo de aplicación de esta metodología, realizando una evaluación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas en la Isla de Tenerife debido al uso de plaguicidas en agricultura.

Identificación del Problema

El asunto principal que nos ocupa es el uso de plaguicidas en la agricultura de la isla de Tenerife. En esta isla, se desarrollan cuatro cultivos principales, que ordenados por superficie ocupada son: Vid, Plátano, Papa y Tomate. De estos cuatro cultivos principales, la Vid, con una superficie ocupada superior a las 7000 hectáreas, más del 35 por ciento del total cultivado en la isla, es el cultivo más extendido a lo largo de la geografía insular, distribuyéndose desde lugares muy cercanos a la costa, especialmente en el norte de la isla, hasta las medianías, alcanzando altitudes de hasta 800 metros. Por el contrario, los cultivos del plátano y el tomate, explotados de modo intensivo, se desarrollan principalmente cerca de la costa, mientras que el cultivo de la papa es más un cultivo de medianías, que se desarrolla entre los 400 y los 1000 metros de altitud a lo largo y ancho de la isla. La vid no es cultivo que se explote en la isla de un modo intensivo, salvo en algunos pocos lugares. Es, por el contrario un cultivo generalmente asociado a otros cultivos como es la papa o los frutales y cultivos de huerta, siendo, la vid, un cultivo tradicionalmente de secano en la isla, aunque, en los últimos años han aumentado las prácticas de riego en la vid como medida de precaución durante la fase no productiva.

Nos centramos por tanto en el cultivo de la vid, el cual consume una importante cantidad de productos fitosanitarios cada año, empezando por el uso de herbicidas poco después de la cosecha, fungicidas en los primeros estadios de crecimiento e insecticidas y fungicidas *anti-Botritis* hacia el final del ciclo y según se acerca la fecha de vendimia. Dentro del importante uso de plaguicidas en el cultivo de la Vid en la isla de Tenerife, la aplicación de herbicidas es

una práctica con tendencia creciente en los últimos años. El herbicida más utilizado, con diferencia, es el *Paraquat*, que hasta el año 2004 no ha tenido prácticamente competidor alguno en la Isla. Sólo otro herbicida “atravesado” como es el *Glifosato*, ha sido la alternativa al Paraquat en algunas situaciones puntuales. Por otro lado, hay que destacar que los herbicidas son los productos fitosanitarios que con más frecuencia se detectan en las aguas subterráneas a lo largo y ancho de la Tierra. Por último, la vid es el cultivo que, a fecha presente, 2005, alcanza una mayor altitud en la isla de Tenerife, siendo precisamente las altitudes de medianías donde se recurre de un modo creciente al uso de herbicidas en los últimos años, debido a la fertilidad de los terrenos que permite el crecimiento de malas hierbas con facilidad y la mayor tasa de precipitaciones. Si resumimos y sumamos todas las variables descritas, nos encontramos con:

- La vid se distribuye desde la costa hasta las medianías
- Uso de herbicidas creciente, mayormente en medianías
- Los herbicidas son el grupo potencialmente más peligroso para el agua subterránea
- Las captaciones de aguas subterráneas en la isla ocurren, principalmente, en altitudes de medianías
- El Paraquat, herbicida que ha copado un elevado porcentaje de los usos en el viñedo, desaparecerá en breve de los mercados fitosanitarios, por lo que será necesario buscar un/os sustituto/s para él.

El uso de herbicidas en el cultivo de la vid, es probablemente, uno de los peligros que amenaza la integridad del agua subterránea en la isla. Seleccionamos, por tanto, como hipotético problema, la búsqueda de un herbicida que sustituya al Paraquat en las aplicaciones que se realizan habitualmente durante el periodo invernal en la vid. Como posible alternativa al uso de Paraquat, se ha seleccionado, siguiendo criterios de uso en España, una lista de 6 plaguicidas: Diuron, Metolaclo, Metribuzin, Prometrin, Simazina y Tebutiuron. Resumiendo, se ha identificado un problema, el uso creciente de herbicidas en la vid en la isla de Tenerife, y los peligros asociados a dicho problema que son los seis herbicidas elegidos como posibles sustitutos del Paraquat.

Llegados a este punto y, antes de continuar con la evaluación de riesgos, es necesario recalcar que esta es una situación hipotética que no depende en ningún aspecto de la realidad.

Clasificación del peligro potencial

Una vez identificado el problema y los peligros asociados pasamos al uso de un modelo evaluativo que nos permita clasificar a los 6 herbicidas propuestos como potenciales sustitutos del Paraquat, de mayor a menor peligrosidad para los acuíferos de la isla. En este caso aplicamos el índice de lixiviación *Li* y su análisis de incertidumbre de primer orden, para las propiedades características de los diferentes suelos, clasificados a nivel taxonómico de orden, que se pueden encontrar bajo el cultivo de la vid en Tenerife. En la Tabla 3 se resumen los resultados de la aplicación del modelo evaluativo, índice de lixiviación, *Li*, donde podemos observar que los dos herbicidas propuestos que presentan una mayor peligrosidad para el agua subterránea son tebutiuron y metribuzin, por lo que son éstos los herbicidas que elegimos para elaborar los estudios a escala regional con el objeto de identificar las áreas más vulnerables dentro de las zonas ocupadas por el cultivo de la vid en la isla.

Tabla 3. Clasificación, según el índice de lixiviación *Li*, de los 6 herbicidas propuestos como posibles sustitutos del Paraquat en el cultivo de vid, según su peligrosidad para contaminar las aguas subterráneas

Herbicidas	Suelos, nivel taxonómico Orden, según <i>Soil Taxonomy</i> (1975)						
	Alfisolos	Aridisolos	Entisolos	Inceptisolos	Sorribas	Vertisolos	Ultisolos
Tebutiuron	0.446	0.533	0.432	0.345	0.468	0.448	0.586
Metribuzin	0.152	0.186	0.147	0.111	0.160	0.152	0.213
Simazina	0.120	0.160	0.115	0.087	0.130	0.122	0.186
Metolaclo	0.117	0.161	0.111	0.084	0.127	0.119	0.188
Diuron	0.054	0.079	0.051	0.038	0.059	0.055	0.094
Prometrin	0.045	0.066	0.043	0.032	0.050	0.046	0.078

Estudios a escala regional

En la Figura 22 podemos observar los mapas de vulnerabilidad del agua subterránea obtenidos para los herbicidas Tebutiuron y Metribuzin con el índice *Li*, incluyendo el análisis de incertidumbre de primer orden. En los mapas

cuesta identificar las áreas de mayor vulnerabilidad debido a la elevada peligrosidad de ambos herbicidas, que colorean casi todo el mapa en color rojo. Para solventar este inconveniente, sin cambiar los criterios de leyenda del mapa implantados de modo general para este tipo de evaluaciones, consultamos los datos del índice Li en la base de datos asociada en el SIG a los mapas de la Figura 22, localizando así la zona más vulnerable de la isla en la localidad denominada “Altos de AguaGarcía”, ubicada en la zona de medianías donde hay una fuerte influencia de los vientos alisios durante buena parte del año, siendo importante los valores de lluvia horizontal registrados en la zona.

Modelos Numéricos. Estudios semi-cuantitativos

Finalmente, una vez identificado el problema y los peligros potenciales, tras clasificar la peligrosidad de éstos siguiendo los cálculos del modelo evaluativo y una vez se ha llevado el estudio a escala regional, identificando las áreas de máxima vulnerabilidad, abordamos el último paso de este hipotético ejemplo de evaluación de riesgos, aplicando el modelo numérico de lixiviación, PRZM-2 en el área identificada en el mapa.

Para poder aplicar PRZM-2 necesitamos recopilar la larga lista de datos correspondientes a las variables de entrada listadas en el Cuadro 1. Una vez introducidos todos los datos en el modelo de cálculo escrito en el lenguaje informático *Fortran-77*, estamos preparados para llevar a cabo las simulaciones para ambos herbicidas: Tebutiuron y Metribuzin. En ambos casos se ha procesado una simulación de dos aplicaciones de ambos herbicidas realizadas en los meses de enero y marzo de 1995, representando en la Figura los perfiles de concentración para ambos herbicidas al cabo de uno y cinco años. A la vista de la Figura 23, el herbicida Metribuzin se mueve con mayor facilidad que el Tebutiuron a lo largo del perfil del suelo, así, al cabo de un año de la aplicación, para las condiciones simuladas, el Metribuzin alcanza una profundidad de unos 13 cm, mientras que el Tebutiuron, sólo el primer año ya se retrasa respecto al primero aproximadamente 2 cm. Sin embargo, la concentración de ambos herbicidas a esa profundidad es muy diferente, con valores de aproximadamente 3 microgramos por litro para el Metribuzin y de unos 600 microgramos por litro para el Tebutiuron.

Al cabo de 5 años las diferencias son mucho más marcadas en ambos sentidos, tanto en el de la movilidad como en el de la resistencia a la degradación. Mientras que el Metribuzin ha alcanzado un máximo de concentración de unos 0.3 nanogramos por litro a 1.5 metros de profundidad aproximadamente, el Tebutiuron ha alcanzado en 5 años una profundidad de aproximadamente 1 metro pero aún con una concentración superior a los 100 microgramos por litro. Por tanto, mientras el Metribuzin avanza con mayor velocidad a lo largo de la zona vadosa, el Tebutiuron “viaja” más lento y pausado a través de ella, pero con una concentración 6 órdenes de magnitud mayor al cabo de 5 años. Concluimos, que si bien el Metribuzin alcanzará antes el nivel freático, lo hará en unas concentraciones imperceptibles, mientras que el Tebutiuron tardará más en llegar, pero en ese momento contaminará el acuífero de un modo muy grave.

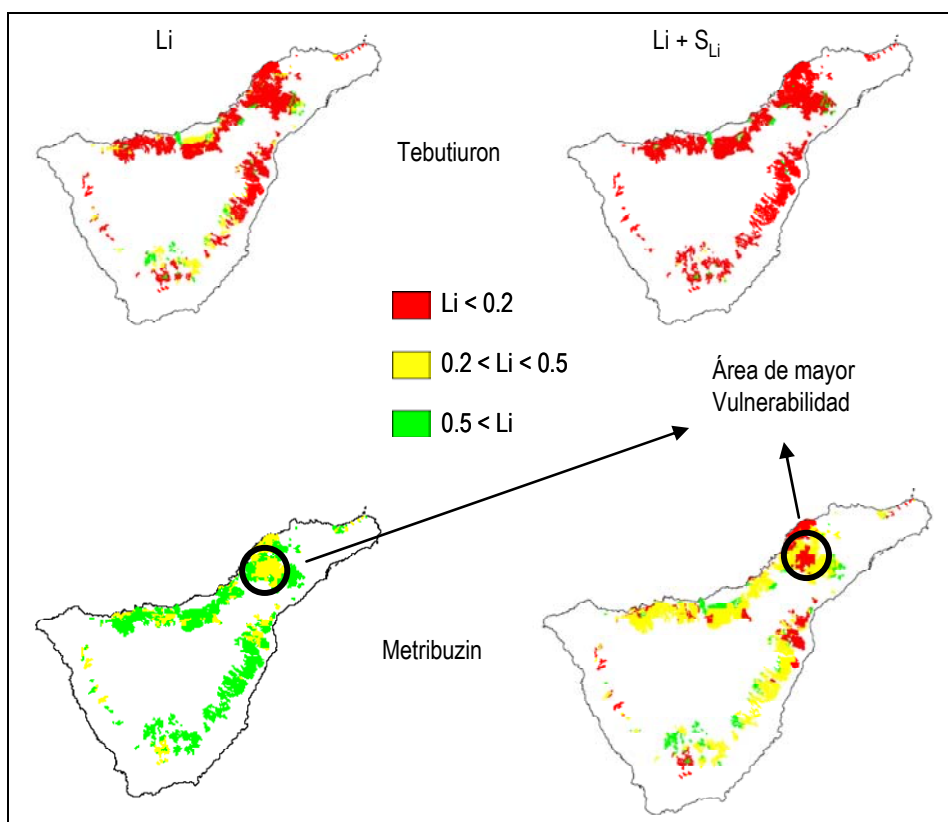


Figura 22. Evaluación de la vulnerabilidad, a escala regional, del agua subterránea para los dos herbicidas identificados como los más peligrosos de los propuestos como sustitutos del Paraquat. Identificación del área de mayor vulnerabilidad

Si a la simulación realizada con el PRZM-2 le añadimos como supuesto caso que el nivel freático estuviera a 1.5 metros de profundidad y, aplicando la legislación vigente para residuos de plaguicidas en aguas de bebida, Directiva 778/80 publicada el 15 de Julio de 1980, que fija los niveles máximos de residuos de plaguicidas en:

0.1 µg/l plaguicida individual
0.5 µg/l suma de plaguicidas

Nos encontramos con la siguiente situación:

Metribuzin: 0.0002 µg/l
Tebuthiuron: 110 µg/l

Que conduciría a la recomendación de la prohibición inmediata del uso del herbicida Tebuthiuron en la isla de Tenerife.

Como podemos observar, los resultados de los modelos numéricos de lixiviación son una herramienta útil y válida para realizar evaluaciones de riesgo de contaminación de las aguas subterráneas y poder sustentar en dichas evaluaciones la elaboración de recomendaciones y la toma de decisiones de cara a la gestión de los recursos hídricos subterráneos en un área determinada.

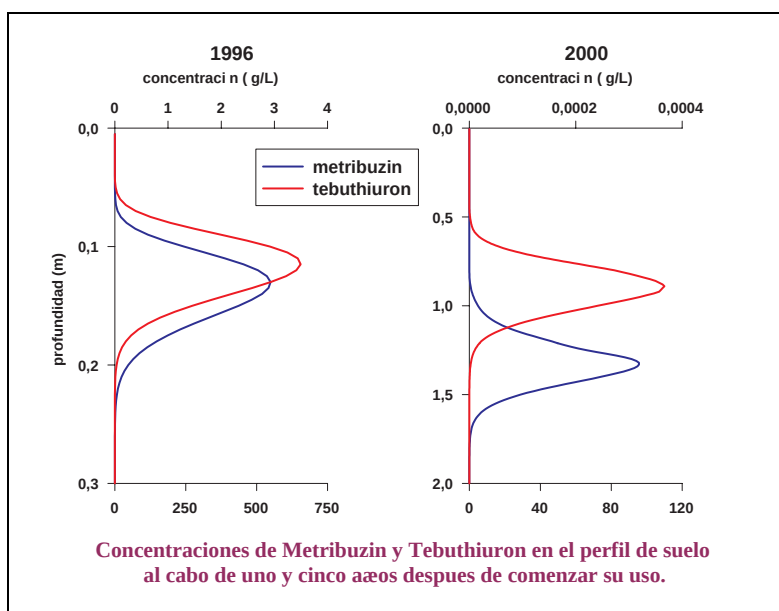


Figura 23. Resultado de la simulación realizada con PRZM-2 para dos aplicaciones de *tebuthiuron* y *metribuzin* en el invierno del año 1995

Resumiendo, una evaluación de riesgo de contaminación del agua subterránea sigue un proceso de cuatro etapas, tal como se esquematiza en la Figura 24, que incluye dos metodologías, peligro y vulnerabilidad, que se integran en un SIG para dar paso a la etapa final, que es en sí misma la esencia de la evaluación de riesgo, que utiliza los modelos numéricos de lixiviación como herramienta que aporta los datos que indican el riesgo de contaminación del acuífero.

6. Conclusiones

La realización de evaluaciones de riesgo de contaminación del agua subterráneas implica la integración de dos metodologías diferentes en el marco de los sistemas de información geográfica, por un lado metodologías de identificación de peligros y por otro metodologías de evaluación o estimación de la vulnerabilidad de los acuíferos, introduciendo en estas últimas una suposición de peligro a través de los modelos evaluativos simples, que aportan un mayor acercamiento a la realidad a las evaluaciones o estimaciones de la vulnerabilidad estrictamente basadas en las propiedades intrínsecas de los acuíferos. Una vez se dispone de toda la información posible, tanto en

identificación de peligros como en estimas de la vulnerabilidad, es posible proyectar las estimaciones de vulnerabilidad, para un supuesto peligro previamente identificado, a escala regional gracias a las posibilidades que ofrecen los sistemas de información geográfica, que nos conducen a la identificación en la zona objeto de estudio de las áreas de máxima vulnerabilidad, donde, aplicando una simulación basada en un modelo numérico de lixiviación, se obtienen resultados semi-cuantitativos del riesgo de contaminación del agua subterránea en la peor de las situaciones posible para el problema identificado y en estudio. Con esos datos semi-cuantitativos es posible establecer comparaciones con las normativas y legislación vigentes en la materia y desarrollar a continuación recomendaciones y criterios que, puestos a disposición de la Administraciones Públicas con las competencias en la materia, podrían llegar a convertirse en estándares y estrategias de gestión de los recursos naturales en la zona.

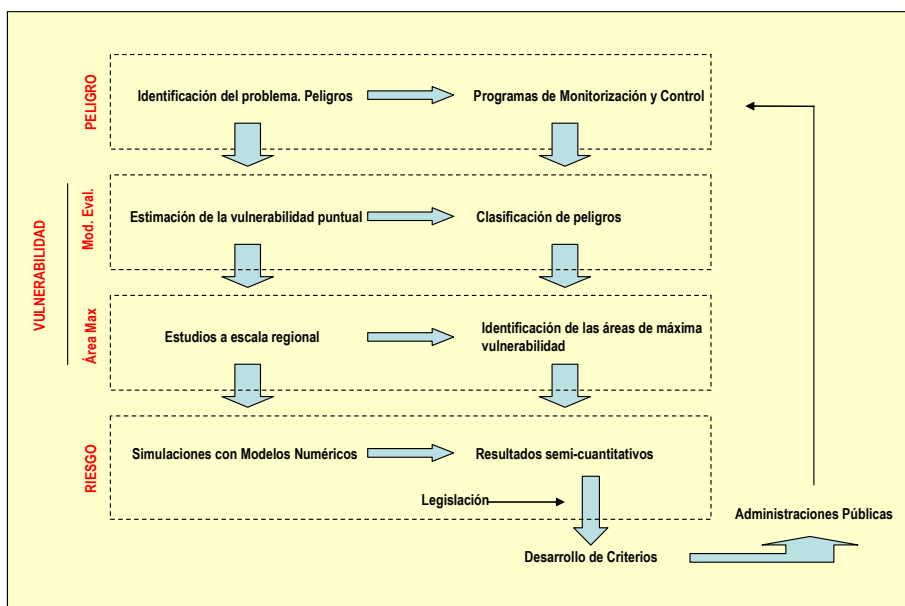


Figura 24. Esquema de la metodología a seguir en una evaluación de riesgo de contaminación de aguas subterráneas

7. Bibliografía

- Aharonson, N. (1987) - Potential contamination of groundwater by pesticides. *Pure and Applied Chemistry*, 59: 1419-1446.
- Bacci, E. (1994) - *Ecotoxicology of Organic Contaminants*. Lewis Publishers, Boca Raton, FA.
- Barbash, J.E. y Resek, E.A. (1996) - *Pesticides in Groundwater: Distribution, Trends and Governing Factors*. Ann Arbor Press, Chelsea, MI.
- Capri, E., Padovani, L. y Trevisan, M. (1999) – *La previsione Della contaminazione delle acque sotterranee da prodotti fitosanitari*. Pitagora Editrice Bologna, Bologna.
- Carson, R.L. (1962) - *The Silent Spring*. Houghton Mifflin, Boston.
- Cohen, S.Z., Carsel, R.F., Creeger, M.S. y Enfield, C.G. (1984) - Potential for pesticide contamination of groundwater from agricultural uses. En: Kruger, R.F. y Seiber, J.N. (Eds.) *Treatment and disposal of pesticide wastes*. American Chemical Society, Washington DC. Pp. 297-325.
- Corwin, D., Loague, K. y Ellsworth, T.R. (1999) – *Assessment of non-point source pollution in the vadose zone*. American Geophysical Union, Washington, DC.

- Díaz-Díaz, R. García-Hernández, J.E. y Loague, K. – Leaching potentials for four pesticides used for bananas in the Canary Islands. *Journal of Environmental Quality* 27(3): 562 – 572.
- Díaz Díaz, R., Notario del Pino, J.S. y Loague, K. (1999) - An assessment of agrochemical leaching potentials for Tenerife. *Journal of Contaminant Hydrology* 36:1-30.
- Díaz Díaz, R., y Loague, K.. (1999) - Comparison of Two Pesticides Leaching Indices. *Journal of the American Water Resources Association* 36(4): 823 - 832.
- Díaz-Díaz, R. y Loague, K. (2000) – Regional-scale leaching assessments for Tenerife: effect of data uncertainties. *Journal of Environmental Quality* 29: 835 – 847.
- Díaz-Díaz, R. y Loague, K. (2001) – Assessing the potential for pesticide leaching for the pine forest areas of Tenerife. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20(9): 1958 – 1967.
- Díaz-Díaz, R. (1996) - Dinámica de los Plaguicidas en el Suelo. Evaluación del Riesgo de Contaminación del Agua Subterránea. Tesis Doctoral. Departamento de Edafología y Geología, Universidad de La Laguna. La Laguna.
- Fernández Caldas, E., Tejedor Salguero, M.L. y Quantin, P. (1982) - Suelos de Regiones Volcánicas: Tenerife, Islas Canarias. Colección Viera y Clavijo, VI. Universidad de La Laguna.
- Foster, S., Hirata, R., Gomes, D., D'Elia, M. y Paris, M. Protección de la calidad del agua subterránea. Banco Mundial, Washington, DC.
- Frank, R., Clegg, B.S., Ripley, B.D.; Braun, H.E. (1987) Investigations of pesticide contaminations in rural wells, 1979-1984, Ontario, Canada. *Archives on Environmental Contamination and Toxicology*, 16: 9-22.
- Hornsby, A.G.; Wauchope, R.D.; Herner, A.E. (1996) *Pesticide properties in the environment*. Springer, New York.
- Leistra, M. (1988) - Behaviour and significance of pesticides residues in groundwater. *Aspects of Applied Biology*, 17: 223-229.
- Loague, K. (1991) - The impact of land use on estimates of pesticide leaching potential: assessments and uncertainties. *Journal of Contaminant Hydrology*, 8: 157-175.
- Loague, K. (1994) - Regional scale groundwater vulnerability estimates: impact of reducing data uncertainties for assessments in Hawaii. *Ground Water*, 32: 605-616.
- Loague, K., Bernkopf, R.L., Green, R.E. y Giambelluca, T.W. (1996) - Uncertainty of groundwater vulnerability assessments for agricultural regions in Hawaii: review. *Journal of Environmental Quality*, 25: 475-489.
- Mackay, D. (1991) - *Multimedia Environmental Models*. Lewis, Chelsea, MI.
- Novotni, V. (2003) – *Water Quality: Diffuse pollution and watershed management*. Wiley, Hoboken, New Jersey.
- Rao, P.S.C., Hornsby, A.G. y Jessup, R.E. (1985) - Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater. *Soil Crop Sci. Soc. Fla. Proc.*, 44: 1-8
- Soil Survey Staff (1975) - *Soil Taxonomy*. Agricultural Handbook No 436. U.S. Department of Agriculture, Soil Conservation Service.
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA) (1988) - *Pesticides in groundwater database 1988 interim report*. Environmental fate and groundwater branch. Office of Pesticides and Toxic Substances. Environment Protection Agency, Washington DC.

Agradecimientos

Este trabajo nunca podría haberse llevado a cabo sin las enseñanzas recibidas del Dr. Keith Loague de la Universidad de Stanford, (CA, USA) y sin la inestimable y desinteresada colaboración y ayuda del Dr. Jesús Notario del Pino de la Universidad de La Laguna.

El autor agradece, al personal técnico de la Mancomunidad de Municipios del Norte de Tenerife la planificación, selección de lugares y la toma de las muestras que han sido estudiadas, así como, a todos los miembros del Departamento de Análisis Ambiental del Instituto Tecnológico de Canarias, María del Mar Bernal, Marta Rodrigo, Vanessa Millán, Miguel Ángel Márquez, Liliana Macías, Esther Sosa y especialmente al Becario Raúl Marrero Suárez, por la realización de los análisis de las muestras de agua.

Finalmente, a Luisa Vera y Gilberto Martel por su gran y magnífica labor de coordinación de los trabajos del Proyecto AQUAMAC.