

I. RESUMEN.

Debida a la intensa actividad agropecuaria en la cuenca del río Chillán, situada en la Provincia de Ñuble, VIII Región, la contaminación de aguas subterráneas puede significar un importante problema, que no sólo afecta a la cuenca y su potencial agrícola sino que también a la salud de las personas y al ecosistema.

El presente estudio evalúa la vulnerabilidad al acuífero superficial ubicado en la zona baja de la cuenca del río Chillán, mediante una metodología basada en el modelo DRASTIC, adaptado a la disponibilidad de datos de la zona en estudio. El índice de vulnerabilidad se desarrolló usando una combinación lineal de las variables que gobiernan el proceso de transporte de contaminantes en un sistema de aguas subterráneas. Los resultados se presentan a la forma de cartas temáticas mediante un Sistema de Información Geográfica (SIG), permitiendo identificar áreas de mayor o menor susceptibilidad a la contaminación.

La verificación o validación de los resultados obtenidos mediante el modelo se hizo comparando dichos datos con los de pozos destinados al abastecimiento de agua potable, con muestras de agua en que se determinó la concentración de nitrato.

Finalmente se determinan los sectores que presentan un mayor índice potencial de contaminación, que corresponden al área localizada alrededor de la ciudad de Chillán.

II. INTRODUCCION.

A partir de la mitad del siglo pasado, el uso del agua subterránea ha tomado mayor importancia en el mundo, principalmente a consecuencia de la disminución de la disponibilidad del agua superficial y al mejoramiento de las técnicas y reducción de los costos de explotación.

En nuestro país, gran parte de las aguas utilizadas por los servicios de agua potable provienen de fuentes de agua subterránea. En el caso de abastecimiento urbano alcanza el 30% a nivel nacional y en algunas ciudades del norte del país corresponde al 100% (Pérez, 2000). En las zonas rurales, los pozos son fuentes tanto de agua potable como de riego. Las aguas obtenidas de estos pozos generalmente no cuentan con un sistema de pretratamiento, siendo utilizadas como agua potable o de riego en forma directa. Esta práctica puede provocar serios trastornos en la salud humana, producto de la ingestión de compuestos nitrogenados o bacterias fecales y otros contaminantes presentes en el agua.

Debido al creciente uso de agua almacenada en los acuíferos subterráneos, en los países desarrollados se ha observado un mayor interés por conocer y evaluar la calidad del agua subterránea, reflejado tanto en el estudio del origen de la contaminación, como en los procesos de transporte.

Fuentes de contaminación de las aguas subterráneas son actividades relacionadas con la agricultura, silvicultura, pecuaria, disposición aguas servidas de zonas urbanas y construcción de pozos sépticos, entre otras.

Las fuentes de contaminación se clasifican como fuentes de tipo puntual, que pueden ser localizadas (como descargas de aguas servidas) y fuentes difusas,

las cuales no son posibles de localizar (como contaminación por lixiviación de nutrientes).

La vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación se puede definir como la facilidad relativa con la que un contaminante, aplicado sobre la superficie, puede emigrar hasta el agua subterránea. Se han desarrollado diversos sistemas de evaluación de la vulnerabilidad regional de acuíferos a los contaminantes. Cuando existe abundante información, la metodología requiere solamente del análisis de datos cualitativos de las condiciones hidrogeológicas y de las fuentes de carga contaminante para llevarlos con posterioridad a un sistema de información geográfico, elaborando mapas de vulnerabilidad. Sin embargo cuando se carece de información, los análisis, pueden ser tan complejos que deben incluir la descripción de las condiciones hidrogeológicas, la exploración y construcción de pozos de observación, muestreos de los materiales geológicos tanto en la zona no saturada como saturada, muestreos del agua, análisis físicos, químicos y bacteriológicos, cuantificaciones de la recarga y descarga, así como la evaluación de la carga contaminante, ante otros factores de interés o relevancia. Ante esta situación, es necesario evaluar las metodologías ya elaboradas que se aplican en los estudios de vulnerabilidad de acuíferos y modificarlas teniendo en cuenta los escenarios existentes en la región y/o establecer nuevos métodos basándose en las condiciones y medios disponibles.

El uso de los mapas de vulnerabilidad permite identificar las zonas de los acuíferos donde existe un mayor riesgo de contaminación de las aguas subterráneas asociado a actividades que pueden causar contaminación. El presente trabajo tiene la finalidad de desarrollar una metodología para determinar la vulnerabilidad de las aguas subterráneas de un área determinada. Esto permitirá detectar zonas sensibles que deben ser protegidas en la cuenca de río Chillán.

Para tal efecto se utilizaron los resultados de estudios anteriores en los cuales se ha caracterizado la hidrogeología, suelos, cultivos y calidad de aguas subterránea del área en estudio. Esta información se ha llevado a cartas temáticas mediante un Sistema de Información Geográfica (SIG).

Este trabajo es parte del proyecto "Desarrollo de una metodología para la evaluación y mitigación de la contaminación de aguas y suelos: aplicación a la cuenca del Río Chillán" (proyecto EULA-SAG), realizado por el Centro Interuniversitario de Investigación y Formación en Ciencias Ambientales Europa-Latinoamérica (EULA) de la Universidad de Concepción y el Servicio Agrícola y Ganadero (SAG) de la VIII Región.

2.1 Objetivo General.

Evaluar la vulnerabilidad del acuífero superficial ubicado en la zona baja del río Chillán frente a contaminación de origen agropecuario.

2.2 Objetivos Específicos.

1. Desarrollar una metodología para evaluar la vulnerabilidad de un sistema de aguas subterráneas frente a contaminación difusa.
2. Aplicar la metodología a la cuenca del río Chillán usando un sistema de información geográfica.
3. Elaborar cartas de vulnerabilidad del acuífero superficial.

III. REVISION BIBLIOGRAFICA.

3.1 Definiciones.

Existen diferentes definiciones de vulnerabilidad en la literatura consultada. En la Norma Chilena de emisiones de aguas subterráneas que se encuentra en revisión publica, se define vulnerabilidad de un acuífero como la facilidad relativa con la que un contaminante aplicado sobre la superficie puede migrar hasta el acuífero de interés (CONAMA, 2001).

Custodio (1994), dice que la vulnerabilidad de un cierto acuífero depende por un lado del tiempo de transferencia del agua desde la superficie y por otro de la capacidad de atenuación del contaminante por absorción, degradación, transformación y dilución en el acuífero.

Canter (1997), señala que la vulnerabilidad de las aguas subterráneas puede ser entendida como la tendencia o la posibilidad para que los contaminantes alcancen un lugar determinado en el acuífero después que ellos han sido introducidos en algún lugar en la superficie.

Bessouat et al.,(1999) definen la vulnerabilidad como “la propiedad intrínseca de un sistema de aguas subterráneas que depende de su sensibilidad a impactos humanos y/o naturales, y es función de factores hidrogeológicos que determinan tanto la inaccesibilidad de la zona saturada a la penetración de contaminantes como la capacidad de atenuación de los estratos por encima de ella.”

Salas¹, opina que la vulnerabilidad de los acuíferos depende, en general, de la distancia que hay desde la superficie de la tierra al nivel de aguas subterráneas

¹ Gabriel Salas. Hidrogeólogo Regional. Dpto. de conservación de agua y tierra. Estado de New South Wales. Australia. 2001 (Foro discusión) hidrogeologos@coollist.com.

o al “techo” del acuífero y asimismo, depende de la permeabilidad de los materiales que se encuentren entre ambas superficies.

Para Varela, citado por Mejuto et al.,(1999), a los factores que determinan la vulnerabilidad habría que sumarle los factores climatológicos y los de la carga contaminante, y con esto se obtendría el riesgo de contaminación. Esto diferencia los términos vulnerabilidad y riesgo, según se consideren factores intrínsecos del sistema y las acciones antrópicas que se efectúen sobre él.

La Oficina Nacional de Emergencia del Ministerio del Interior (ONEMI) define riesgo como “Todas aquellas condiciones y acciones, factores y elementos agresivos en el ambiente que poseen la capacidad de provocar daño material y al ser humano, traducándose siempre en pérdidas económicas”(Gallardo, Mogens, 1999). Asimismo Arumí y Jones (2001), definen riesgo como el estudio de eventos indeseables que pueden ocurrir en un proceso o sistema durante su vida útil.

3.2 Métodos para determinar la Vulnerabilidad.

Según Canter (1997), los métodos para predecir la vulnerabilidad del agua subterránea pueden clasificarse en 3 categorías complementarias entre sí: métodos de índice, estadísticos y modelos matemáticos.

3.2.1 Métodos de índice.

Los índices son una herramienta conceptual, a través de la cual un fenómeno en estudio es representado por un valor numérico, calculado mediante una expresión matemática que relaciona un conjunto de variables que caracterizan el fenómeno. Una vez elegido el índice este puede ser llevado a una cartografía temática que muestra la distribución de la vulnerabilidad en la zona de estudio.

3.2.2 Métodos estadísticos.

Corresponde al análisis de datos obtenidos en terreno. El análisis estadístico es necesario debida a la incertidumbre que existe en los datos que se recolectan.

3.2.3 Métodos de modelos matemáticos.

Los modelos matemáticos son herramientas muy poderosas capaces de simular los movimientos del contaminante a través del espacio y tiempo. Estos son especialmente útiles para comprender los mecanismos de transporte de contaminantes y la interrelación entre las variables que gobiernan estos fenómenos.

3.3 **Mapas de vulnerabilidad.**

Para Bessouat et al.,(1999) a la hora de inferir el potencial de contaminación de un acuífero, es indispensable conocer las características del ambiente hidrogeológico, así como haber definido un modelo conceptual de funcionamiento. Como las propiedades del medio varían de un punto a otro, el potencial de un acuífero a protegerse es variable, razón para que algunas áreas sean más vulnerables que otras. Esto justifica la creación de mapas de vulnerabilidad.

Según Canter, (1997) los primeros mapas de vulnerabilidad se utilizaron en análisis de problemas de transporte subsuperficial y para determinar el destino de los contaminantes químicos tales como el nitrato. Posteriormente se han desarrollado procedimientos para evaluar la capacidad del contaminante a diluirse en un acuífero, a partir de la determinación de rangos de susceptibilidad, que dan como resultados zonas vulnerables a la contaminación. Estas podrían ser usadas como una herramienta de bajo costo para una selección relacionada con los diferentes usos de suelos, volúmenes

de fertilizante aplicados, necesidad de monitoreo y desarrollo de estrategias de protección de agua subterránea.

Actualmente se han desarrollado diversas técnicas de generación de mapas de vulnerabilidad para evaluar la contaminación de un acuífero. En estas técnicas, las variables usadas para determinar la susceptibilidad a la contaminación de aguas subterráneas son variadas. Dependiendo de las características de una determinada cuenca, podría considerarse una combinación de cualquiera de las siguientes variables: textura de suelo, espesor del suelo, topografía, contenido de materia orgánica, recarga, conductividad hidráulica del acuífero, tipo de acuífero etc. La cantidad de variables usadas para el desarrollo de mapas de vulnerabilidad son frecuentemente limitadas debida a la escasa disponibilidad de datos. Por ello, para la evaluación de vulnerabilidad es necesario clasificar las variables de acuerdo a las características del contaminante y su comportamiento ambiental (Canter, 1997).

Es necesario tener presente que los mapas de vulnerabilidad, si bien son útiles, a veces no proveen una aproximación completa de la mayoría de los riesgos relacionados con la aplicación de fertilizantes o concentraciones de nitratos en el agua subterránea. Por ello también es necesario evaluar las amenazas de contaminación asociado al uso del suelo ubicado sobre el acuífero (Canter, 1997).

3.4 Métodos de índice

3.4.1 Metodologías existentes.

Hay muchas variables que pueden ser consideradas en un modelo de índice de vulnerabilidad de aguas subterráneas a la contaminación agropecuaria siendo, la selección de estas limitada por la cantidad de datos disponibles. Sin embargo es importante considerar un número suficiente de variables, para que cada

factor importante se considere en el modelo conceptual que representa el funcionamiento del sistema hidrogeológico. Las dificultades que presentan estos modelos son que en cada lugar las variables a utilizar son diferentes, afectando la vulnerabilidad de las aguas subterráneas (Barber, 2000).

En Flandes, Bélgica, DeSmedt y colaboradores, citado por Canter (1997), desarrollaron una metodología que predice la vulnerabilidad de las aguas subterráneas, la cual es usada para definir el nivel de riesgo de un contaminante que entra desde la superficie del suelo al acuífero. Ellos agruparon las variables en tres categorías: material del acuífero (composición, conductividad hidráulica), estratas en horizontes del suelo (espesor y características), zona no saturada (espesor). El índice de vulnerabilidad fue dividido en 5 clases asignándoles valores de 1 a 5 clasificándolas de clase extrema a clase de baja de vulnerabilidad, respectivamente.

A su vez, Porcher citado por Canter (1997), llevó a cabo una investigación que fue dirigida a la susceptibilidad de la contaminación de las aguas subterráneas en el estado de Minnesota (USA). Los parámetros elegidos fueron: material del acuífero, potencial de recarga, materiales de suelo y materiales de la zona vadosa. A cada uno de ellos se les asignó valores que reflejan la capacidad de prevención de entrada del contaminante al agua subterránea. Los rangos de valores eran sumados obteniéndose diferentes combinaciones donde 6 era el valor más bajo y 37 el más alto, estos fueron divididos en 5 clases, donde las clases más bajas eran menos susceptibles a la contaminación.

El método DRASTIC desarrollado por Aller y colaboradores, citado por Canter (1997), permite deducir el potencial de contaminación de un ambiente hidrogeológico determinado. Los factores a ser evaluados a través de esta metodología son: profundidad del nivel freático (D); recarga neta (R); tipo de acuífero (A); tipo de suelo (S); pendiente (T); impacto de la zona no saturada o vadosa (I) y conductividad hidráulica del acuífero (C). Para evaluar el potencial

de contaminación se utiliza un índice numérico formado por valores según ciertos rangos y un multiplicador (peso según su importancia). El método se desarrolla asignándole valores a los rangos de cada factor en una escala de 1 a 10, indicando de menor a mayor el grado de susceptibilidad. De acuerdo a la importancia del factor con respecto a los otros, se le asigna un valor multiplicador de 1 a 5. Una vez asignados los valores de rango y peso de cada factor, ambos son multiplicados y la suma de estos da un índice de contaminación potencial en cada punto. Una vez calculado el índice DRASTIC es posible identificar las áreas más susceptibles a la contaminación. El valor más alto expresa un mayor potencial de contaminación de las aguas subterráneas o una mayor vulnerabilidad en el acuífero.

Otra técnica que puede ser usada para determinar vulnerabilidad de aguas subterráneas, es la metodología SAFE, desarrollada por Roux y colaboradores citado por Canter (1997), usado para determinar la vulnerabilidad de aguas subterráneas a la contaminación por pesticidas. Este método se basa en las características de las capas de suelo (PH, temperatura, permeabilidad, espesor) y del acuífero (recarga, dirección del flujo, calidad del agua categorías de acuífero) en un área geográfica dada. Los rangos de sensibilidad son asignados de 1 a 5, donde este último indica la mayor sensibilidad a la contaminación por pesticidas.

El sistema GOD, publicado por Foster en 1987 y citado por Lenox et al, (1994), propone la reducción y simplificación de parámetros considerados en la determinación de la vulnerabilidad de un acuífero, considerando solo aquellos que son más asequibles o disponibles, lo que favorece la facilidad de la evaluación. Los parámetros que considera son la profundidad del nivel freático (D), la ocurrencia del agua subterránea (O) y la litología y el grado de consolidación de los estratos encima de la zona saturada (G). Cada uno de los parámetros está dividido en rangos con sus determinados valores numéricos. El índice de vulnerabilidad del acuífero es el producto de los valores obtenidos,

que oscila entre 0 y 1. Por ejemplo, en Buenos Aires, Argentina, Fernández y Vera (1994) adoptaron un esquema de clasificación ajustándolo a las características geohidrológicas de la zona de interés para obtener un mapa de vulnerabilidad a la contaminación donde se consideraron el grado de confinamiento, la litología característica y el espesor de la zona saturada.

La metodología aplicada en el Reino Unido por Canter y colaboradores en 1987, citado por Canter (1997), utiliza los factores de: acuífero (permeabilidad, espesor), suelo (textura, contenido de carbono, permeabilidad y humedad). La vulnerabilidad de aguas subterráneas a la contaminación de nitrato fue determinada usando una matriz que combinaba las distribuciones de lixiviación de suelo y clasificación de acuífero en 4 categorías de vulnerabilidad, de baja a extrema. Holman et al., (2000), en Lituania desarrollaron esta metodología, adaptándola a los datos existentes usando información de suelo y geología cuaternaria para evaluar la vulnerabilidad de las aguas subterráneas y permitir la protección futura de los acuíferos de las zonas rurales, donde los rangos variaban del 1 al 8, según el grado de vulnerabilidad, alto y bajo respectivamente.

3.4.2 Validación.

Uno de los principales problemas que ha presentado la utilización de los mapas de vulnerabilidad es su validación. Esto se debe a que el índice de vulnerabilidad expresa la potencialidad de contaminación del acuífero mediante mecanismos difusivos bajo determinadas condiciones ambientales, pero las aguas pueden o no presentar contaminación. Por ejemplo, una baja concentración de nitrato en aguas subterráneas profundas con un bajo potencial de contaminación podría indicar que los suelos están brindando protección al acuífero o que ningún compuesto nitrogenado ha tenido oportunidad de contaminar el acuífero. Por esta razón se han usado distintas metodologías para la validación. Brown y colaboradores, citado por Holman et al., (2000), en

el Reino Unido validaron sus resultados usando datos obtenidos de lisímetros. Por otro lado, Holman et al., (2000), realizaron una validación preliminar de los mapas resultantes comparando sus resultados con muestras de agua subterránea, indicando que su metodología predice de forma adecuada la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos someros que ellos estudiaron.

3. 5 Sistemas de Información Geográfica (SIG).

Para López y Granados (2000), los SIG son una nueva tecnología surgida en el contexto de la sociedad de la información. Permiten gestionar y analizar información de tipo espacial con suficiente rapidez y flexibilidad. De la misma manera, el SIG permite centralizar una importante cantidad de información, muchas veces dispersa, descrita y almacenada en distintos formatos.

Un SIG define al programa o conjunto de programas diseñados para representar y gestionar grandes volúmenes de datos localizados por sus coordenadas espaciales o geográficas. En esta forma se consigue añadir la localización espacial de los elementos, y es precisamente esta capacidad para trabajar con información espacial lo que les diferencia de otros Sistemas de Información y es lo que les hace realmente útiles a la hora de modelar ciertos aspectos del mundo real (López y Granados, 2000).

3.5.1 Aplicaciones.

Un SIG es una herramienta multipropósito. Su habilidad para integrar la tecnología junto con los objetivos de los investigadores está impulsando los campos de aplicación en una serie de ámbitos (medio ambiente y recursos naturales, transporte, redes de infraestructuras, protección civil, análisis de mercados, y planificación urbana). Este se emplea con frecuencia para describir y estimar el estado en que se encuentra el medio natural, así como para

desarrollar un inventario estandarizado con la información necesaria para la toma de decisiones estratégicas orientadas a la gestión y mejor conocimiento de los recursos disponibles. También un SIG facilita el estudio y mejor conocimiento de los recursos, es una herramienta de apoyo para la toma de decisiones, la realización de predicciones, y desarrollo de modelos (López y Granados, 2000).

Para la evaluación de riesgo de contaminación del agua subterránea en la ciudad de Copiapó, se utilizó un SIG considerándolo como un sistema de apoyo realista y eficiente para el monitoreo de la calidad de las aguas, la medición y control de la toxicidad de los efluentes. De acuerdo a los resultados obtenidos se hicieron las recomendaciones técnicas para manejar adecuadamente las fuentes subterráneas de agua potable, frente a los riesgos detectados de contaminación (Muñoz, 1997).

Según Loague et al.,(1996), la aplicación de SIG ayuda a conocer la incertidumbre a la vulnerabilidad de aguas subterráneas por la aplicación de agroquímicos, asociada a los fenómenos de transporte y deposición de los contaminantes en la cuenca. Los resultados se pueden comparar con modelos de pesticidas en la zona radicular o con observaciones en terreno.

Para la elaboración de estudios de vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación por nitratos, el uso de un SIG resulta especialmente interesante. Se han aplicado alguno de los métodos de valoración (DRASTIC, GOD, etc.), cartografiándose los valores determinados en el campo y elaborándose mapas de índices de vulnerabilidad. Posteriormente estos índices son evaluados e interpretados. Además de agilizar los cálculos, el empleo de un SIG permite la visualización de los resultados y la generación de cartografía temática, por lo que la inclusión de los resultados en labores de planificación es directa, como puede ser la identificación de áreas especialmente sensibles o la posible ubicación de nuevas actividades en el entorno. Se pueden establecer sistemas

para la definición de perímetros de protección de captaciones como parte de una estrategia integral de protección de los recursos subterráneos (Navulur y Engel, 1998).

A partir de la simulación de los flujos subterráneos y de la modelación del funcionamiento de un acuífero es posible evaluar la evolución de la contaminación de las aguas subterráneas. Una presentación de esta manera permite disponer de forma intuitiva de nociones acerca del sistema bajo estudio, lo que facilita sobremanera las tareas de gestión y planificación de los recursos (López y Granados, 2000).

3.5.2 Predicciones.

Una vez que se ha parametrizado y determinado cuál es el funcionamiento del sistema, es posible llevar a cabo la simulación de escenarios tales como el planteamiento de situaciones hipotéticas con el fin de determinar sus posibles repercusiones. Estas simulaciones permiten identificar y establecer las estrategias de gestión más adecuadas para asegurar la viabilidad del sistema. Según López y Granados, (2000):

- Los SIG, con la capacidad para realizar evaluaciones multicriterio, constituyen una herramienta de potencia probada para las evaluaciones de impacto ambiental, sobre todo cuando se barajan varias alternativas.
- Un SIG permite no sólo estudiar los datos disponibles, mejorando considerablemente la visualización (e interpretación) de los mismos así como la presentación de resultados. Un SIG posibilita además el empleo simultáneo de modelos de flujo y de calidad de las aguas, lo que abre un abanico de posibilidades muy interesante. La más importante es sin duda la simulación de escenarios. Anticiparse a los hechos es sin lugar a dudas lo más importante al momento de gestionar los recursos hídricos.

IV. CARACTERIZACIÓN DE LA CUENCA DEL RÍO CHILLÁN.

4.1 Antecedentes Generales.

La cuenca del río Chillán está situada en la VIII Región (figura1), y tiene un área aproximada de 757 km². La cuenca se extiende desde la falda poniente de los nevados de Chillán, en la zona cordillerana, hasta el valle central, con alturas que varían entre los 70 y 3200 m.s.n.m.(Vega et al., 2001).

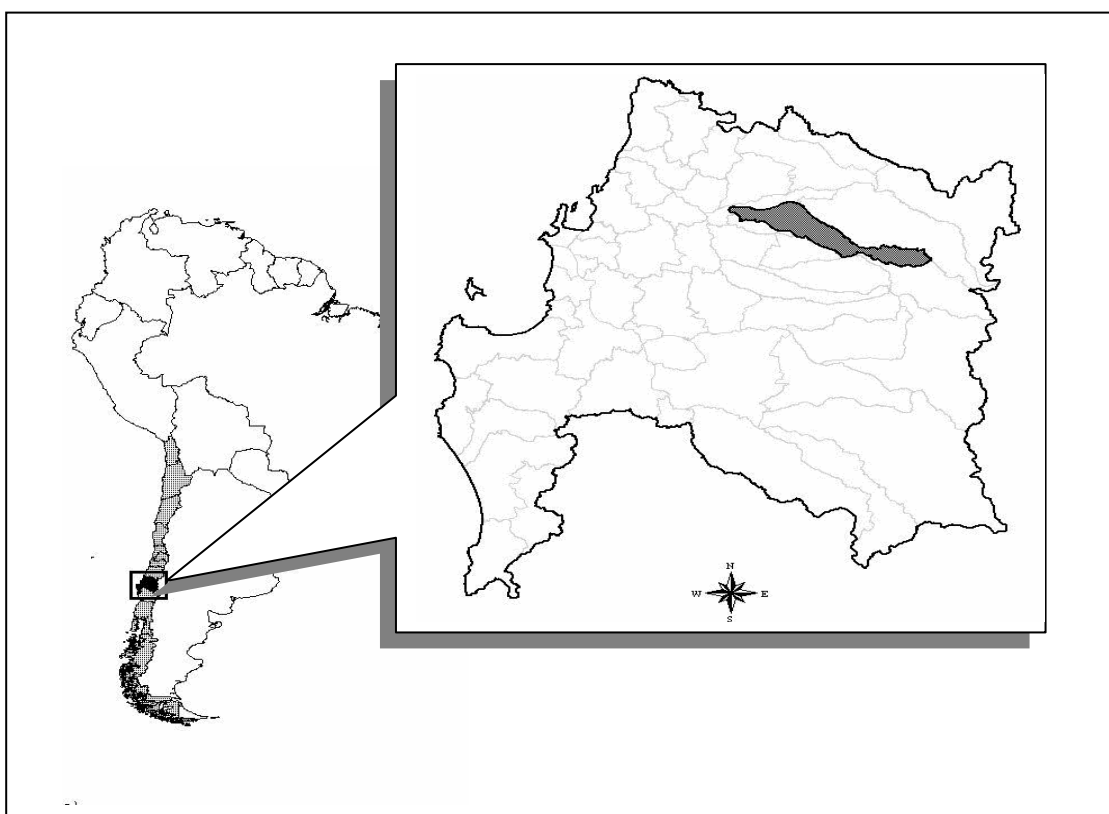


Figura 1. Mapa de ubicación de la cuenca del río Chillán dentro de la Octava Región.

Hidrograficamente, la cuenca del río Chillán es una subcuenca de la cuenca del río Itata y está localizada entre la cuenca del río Ñuble por el norte y la cuenca del río Diguillín por el sur. La cuenca del río Chillán presenta características particulares. Se trata de una cuenca alargada y estrecha con dirección predominante SE-NW, cuya latitud se extiende desde 36°35'S (3 km. al norte

de Chillán) a 36°55'S (15 km. sur-este del Volcán Chillán) y su longitud se extiende desde 70°24'O a 71°21'O (88 km. de este a oeste)(Herbst and Schreiber, 1992).

El cauce de agua más importante de la cuenca es el río Chillán, que tiene una longitud aproximada de 107 km. El régimen hidrológico del río Chillán es nivo-pluvial, registrando los mayores caudales en los meses de invierno (Vega et al., 2001). Las ciudades principales que se encuentran en la cuenca son Chillán, capital de la provincia de Ñuble y la ciudad de Pinto ubicada a 20 km. al este de Chillán. La principal actividad económica de la cuenca esta relacionada con el sector agropecuario (Herbst and Schreiber 1992).

La cuenca alcanza un ancho mínimo a la altura de la localidad de Esperanza, lugar que permite identificar dos zonas bien definidas. La parte alta de la cuenca, que corresponde a una zona montañosa de altas pendientes y la parte baja que es una zona más plana, en la cual se encuentra la mayor reserva de aguas subterráneas de toda la cuenca (PROITATA, 1992).

4.2 Hidrogeología.

Basándose en el estudio hidrogeológico realizado por PROITATA (1992) se realizó una caracterización del sistema de aguas subterráneas de la cuenca del río Chillán.

La geomorfología de la cuenca del Chillán está caracterizada por la presencia de unidades características de la cordillera de los Andes, la precordillera y la depresión central. La cordillera de los Andes se caracteriza por un relieve abrupto, labrado por mecanismos fluvioglaciales. Las cumbres más importantes de la zona son el nevado y el volcán Chillán. La cordillera de los Andes presenta una actividad tectónica importante, con diferentes fallas y actividad hidrotermal (Termas de Chillán). La precordillera posee un origen sedimentario

con acumulación de materiales volcánicos, glaciales y fluviales que forman una serie de estructuras superpuestas. La depresión central, en el área de Chillán, alcanza una amplitud de cerca de 40 km. y corresponde a una fosa tectónica, localizada entre la cordillera de los Andes y la cordillera de la costa, que se ha rellenado paulatina pero heterogéneamente. Existen evidencias de antiguos sistemas lacustres que se mezclan con los conos glaciovolcánicos de los ríos andinos, especialmente con el cono del Río Ñuble.

Una representación general de la geología de la cuenca se muestra en la figura 2. En la parte baja de la cuenca se distinguen dos unidades principales, separados por el Río Chillán: a) al norte del río el Abanico de Chillán que correspondería a un relleno aluvial de suave pendiente, constituido por gravas y ripios arenosos y b) al sur del río Chillán el Abanico Piroclástico de San Ignacio que corresponde a un abanico plano de suave inclinación en cuyo nivel superior se reconocen cenizas de colores claros con diverso grado de cohesión. En la parte alta predomina la formación Cola de Zorro que tiene una composición litológica bastante homogénea comprendiendo lavas y piroclastos muy permeables y que continua bajo los abanicos de Chillán y San Ignacio.

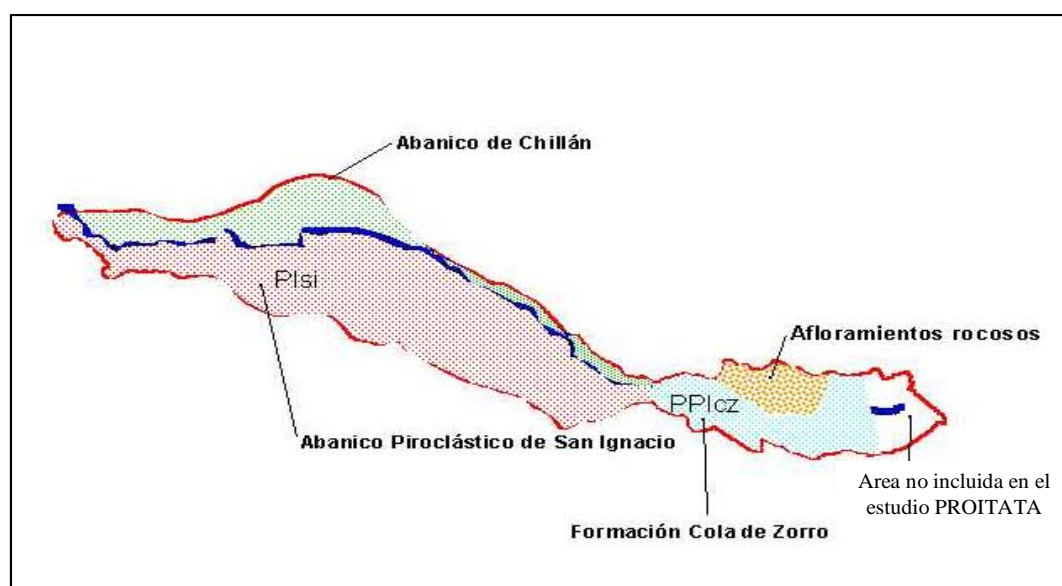


Figura 2. Geología general de la cuenca del río Chillán (PROITATA, 1992).

Además, en la parte alta existen afloramientos del Macizo Andino (Intrusivos Andinos) y de la formación Cura-Mallín, ambas de poco interés hidrogeológico por ser afloramientos rocosos.

En general, los antecedentes disponibles indican la existencia de diferentes materiales no consolidados conformando acuíferos de diversos espesores, profundidad y características elásticas. Los acuíferos presentan características de acuíferos libres, semiconfinados y confinados, lo que demuestra el alto grado de heterogeneidad del sistema de aguas subterráneas.

La recarga de los acuíferos superficiales se produce a través de percolación de la escorrentía superficial proveniente de las aguas lluvias y excesos de riego. Los acuíferos profundos están probablemente conectados a la formación Cola de Zorro por lo que su recarga tiene origen en filtraciones provenientes de la zona alta de la cuenca.

El patrón general de flujo de las aguas subterráneas de la cuenca posee una tendencia de escurrimiento similar a la de la escorrentía superficial, esto es, preferentemente con dirección SE-NW, paralela al río Chillán.

4.3 Suelos.

En relación al material generador, estos se dividen en cinco grupos (figura 3). Teniendo en cuenta que la acción del clima y el tipo de vegetación dominante le confieren características propias a los diferentes suelos, las agrupaciones de suelos a nivel de series (ver Anexo A) pueden diferenciarse por tamaño de partículas, texturas, mineralogía, contenido de materia orgánica, estructura, etc., (Sandoval y León, 2000).

a) Grupo de suelos derivados de cenizas volcánicas recientes (trumaos).

Son suelos derivados de cenizas volcánicas, arenas, pómez, etc. Están relacionados con la actividad volcánica del cuaternario. Las series de suelos, que se han considerado en este grupo, son las siguientes: Arrayán, Mayulermo y Santa Bárbara.

b) Grupo de los suelos rojos arcilloso.

Lo conforman las series derivadas de la evolución de cenizas volcánicas antiguas que han evolucionado sobre conglomerados, brechas o tobas volcánicas. Las series que conforman este grupo de suelos son: Collinco, Talquipen, Millauquen y Mirador.

c) Grupo de los suelos sedimentarios aluviales finos.

Los suelos que conforman este grupo son el resultado de la depositación de grandes volúmenes de sedimentos de origen fluvio-glacial, que llegaron al lugar donde actualmente se encuentran, producto de los fenómenos de glaciación y los sedimentos finos transportados en grandes cantidades por el agua, originando series de suelos como: Bulnes, Canosa, Curimay, Culenar, Chacayal, Gallipavo, Quinchamalí, Ninhue, Quilmén, Mariposa, Parral, Llahuecuy, Tracalco, Lancopan, Ninquihue, Pueblo Seco, Quella, Macal Poniente y Mebuca.

d) Grupo de los suelos arenosos.

En la génesis de estos suelos el agua ha desempeñado un papel fundamental en el proceso de transporte, ya que los aluviones que se originaron en el periodo de desglaciación, depositaron inmensos volúmenes de piedras, gravas y arenas en los lugares que actualmente se encuentra en el valle longitudinal. Las series que conforman este grupo de suelos son las siguientes: Quillón, Santa Teresa y Renaico.

e) Grupo de los suelos desarrollados a partir del material paretal (in situ).

Son suelos originales de la meteorización de la roca granítica. La serie que conforma este grupo de suelo es Cauquenes.

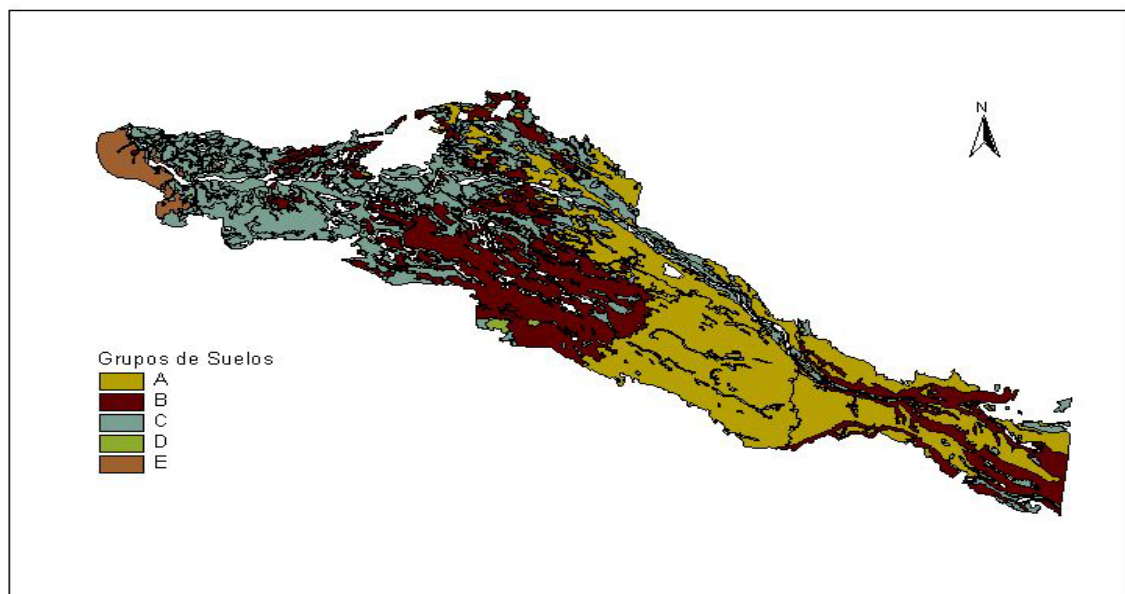


Figura 3. Mapa de agrupaciones de series de suelos en la cuenca del río Chillán (Proyecto EULA-SAG)

V. METODOLOGIA.

La metodología utilizada en este estudio está basada en el desarrollo de un índice de vulnerabilidad que se presenta en la forma de cartas temáticas a través de un sistema de información geográfica (SIG).

La figura 4 sintetiza las etapas utilizadas en los métodos existentes para desarrollar un modelo y mostrar la vulnerabilidad de aguas subterráneas. Cada una de las etapas son descritas a continuación.

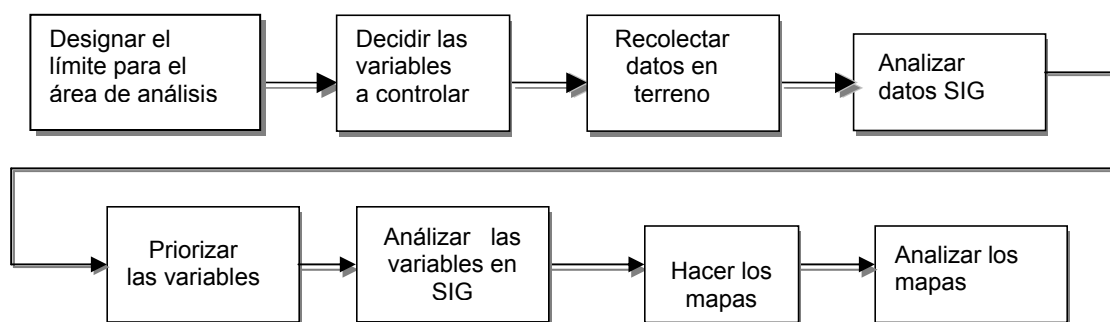


Figura 4. Desarrollo de una metodología para el análisis de vulnerabilidad

5.1 Area de Estudio.

La cuenca del río Chillán incluye dos sectores, la parte alta de la cuenca que es la zona no incluida en el estudio y la parte baja que representa la zona de estudio. Esta última se inicia donde la cuenca alcanza su ancho mínimo, a la altura de la localidad de Esperanza, y termina en la confluencia del río Chillán con el río Ñuble (figura 5).

La superficie total del área de estudio, que alcanza una superficie aproximada de 561 km², está destinada a la realización de actividades agropecuarias. Hay un porcentaje de la cuenca que se encuentra cubierto por bosques nativos y plantaciones forestales.

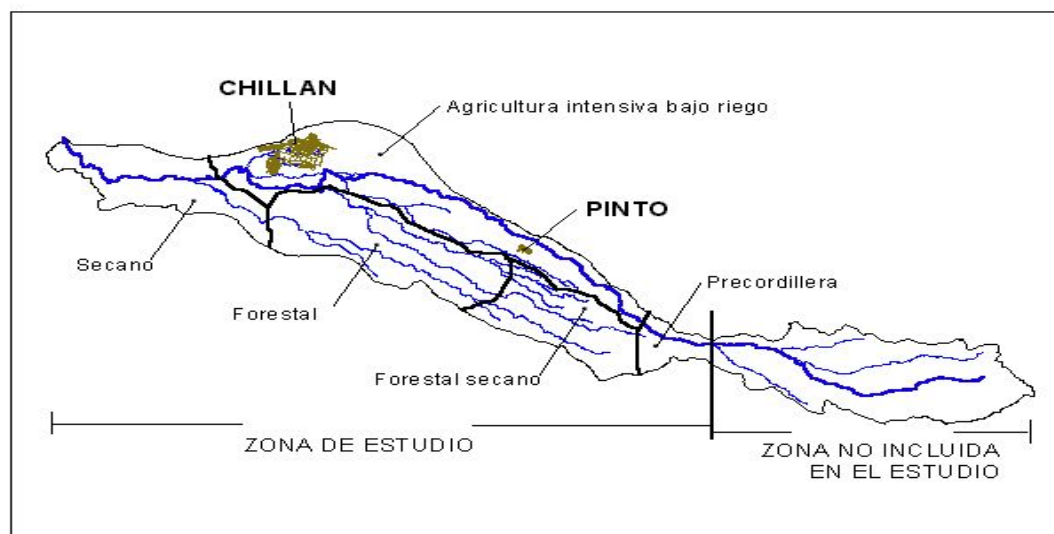


Figura 5. Area de estudio

5.2 Variables a considerar.

De acuerdo a la revisión bibliográfica, hay muchas variables que pueden considerarse en el modelo conceptual de la vulnerabilidad de agua subterráneas por contaminación agropecuaria. Es importante incluir un número suficiente de variables así como un número aceptable de valores para cada variable, ya que ambos aspectos influyen en el comportamiento del modelo. El conjunto de variables a considerar, debe estar formado por aquellas que tengan un mayor efecto en la vulnerabilidad.

Dependiendo de las características de una determinada cuenca, un modelo podría incluir cualquier combinación de las siguientes características; textura del suelo, espesor del suelo, contenido de materia orgánica, recarga, velocidad de infiltración, topografía, conductividad hidráulica, tipo de acuífero, profundidad del nivel freático, uso de suelo, etc.

Para definir adecuadamente las variables a considerar, uno de los primeros pasos fue hacer un esquema conceptual del modelo para poder analizar la información disponible. Este modelo conceptual se ilustra en la figura 6.

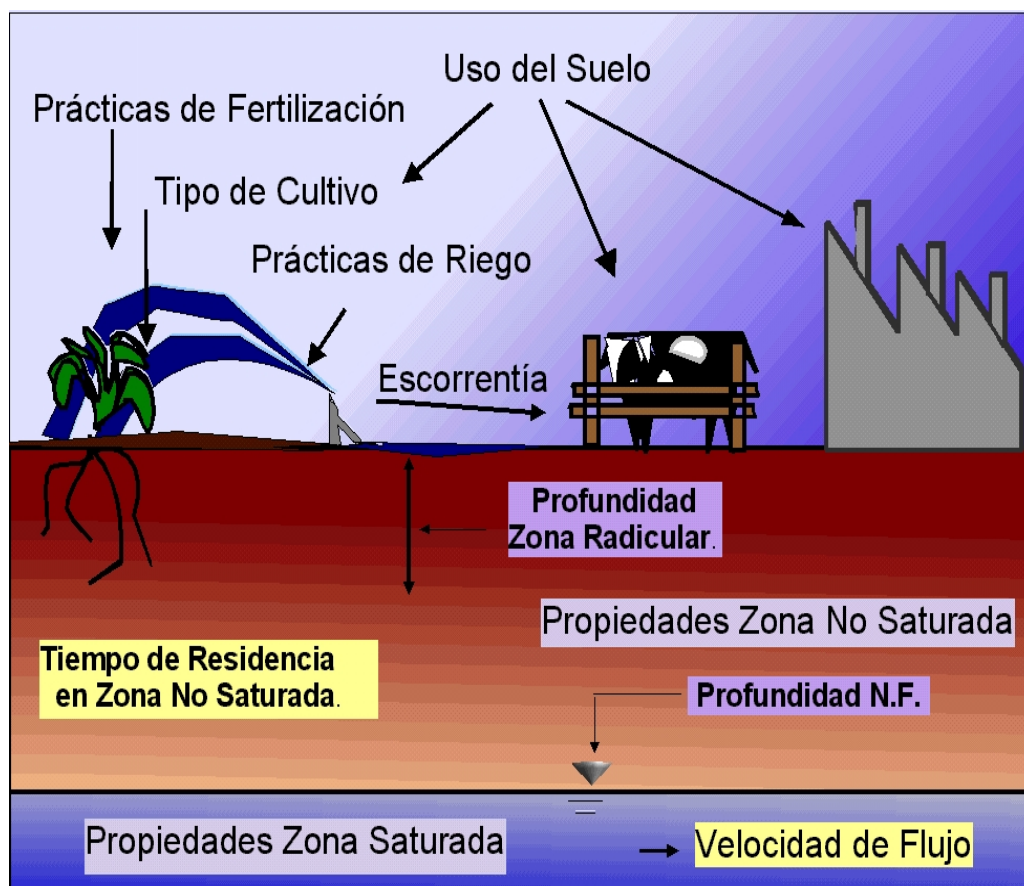


Figura 6. Variables que afectan a la recarga de contaminantes al agua subterránea.

5.3 Recopilación de datos.

Los datos fueron obtenidos a partir de literatura existente y de datos generados por el Proyecto EULA-SAG. Estos datos fueron llevados a coberturas temáticas en formato ARCVIEW.

Para validar la metodología realizada en este trabajo se analizó el potencial de contaminación frente a nitratos, porque este es el contaminante de origen agropecuario con mayor movilidad, por lo que se considera un indicador de

problemas de calidad de agua asociada a contaminación difusa de origen agropecuario. Por esta razón, en el marco del proyecto se realizaron campañas de terreno para tomar muestras de concentración de nitrato- nitrógeno en la cuenca.

5.4 Análisis de datos SIG.

Para el análisis de los datos se utilizó el formato raster. El cálculo se efectuó usando Arcview de la siguiente forma:

- 1) Se creó una discretización de la cuenca basándose en las coordenadas UTM y definiendo una malla de densidad de 250*250 mt.
- 2) Usando las opciones de ARCVIEW se determinó el valor de cada variable para cada una de las celdas.
- 3) Se usó la operación "calculadora" para calcular el índice mediante una suma ponderada.

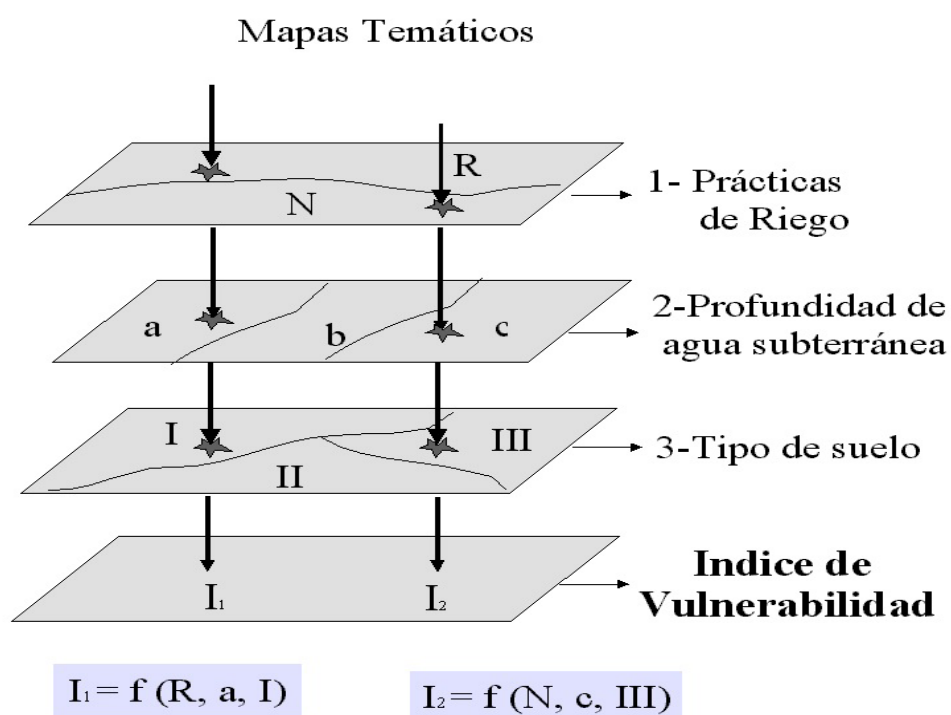


Figura 7. Esquematización de la creación del índice de vulnerabilidad mediante cartas temáticas.

5.5 Variables consideradas.

Del análisis de la disponibilidad de información, se seleccionaron los siguientes datos:

5.5.1 Variables consideradas para la vulnerabilidad natural del acuífero.

- a) Oportunidad de que infiltre un contaminante: Se refiere a la facilidad con que un contaminante puede entrar al suelo.
 - ♦ **Pendiente:** tiene un efecto importante sobre el volumen de precipitación que se pierde por escurrimiento. A menor pendiente, mayor infiltración y mayor oportunidad de que infiltre un contaminante.
 - ♦ **Velocidad de Infiltración Básica:** a medida que la superficie del suelo se satura, se produce una gradual disminución de la velocidad de infiltración hasta que esta alcanza un valor prácticamente constante. A menor velocidad de infiltración, menor oportunidad a que infiltre un contaminante.
- b) Tiempo de residencia en el suelo no saturado: Se refiere al tiempo que se demora un contaminante en ser transportado a través del suelo no saturado, dando oportunidad a que ocurran procesos de degradación (oxidaciones) y/o retrasando la llegada al acuífero.
 - ♦ **Textura Superficial:** es considerada una característica influyente del suelo en la vulnerabilidad, puesto que pueden tener una capacidad de filtración como aniones desde un punto de vista físico-químico. En el estudio se consideró el primer horizonte de suelo, pues se disponía de valores medidos para cada serie de suelo.
 - ♦ **Conductividad Hidráulica:** la conductividad hidráulica saturada del suelo está asociada al movimiento de agua dentro del espacio poroso del suelo.
 - ♦ **Profundidad del Suelo:** es el espesor de los horizontes que permiten un desarrollo efectivo de las raíces, que es la zona donde se produce la extracción de nitrato por las plantas.

- ♦ **Profundidad al Nivel Freático:** conociendo la profundidad a la napa freática, se determina el tiempo de viaje del contaminante desde la superficie del suelo al depósito de agua subterránea.
- c) Capacidad de transporte: Se refiere a la velocidad del acuífero que afecta la evacuación del contaminante y su dispersión.
- ♦ **Cercanías a un río:** En la cuenca del río Chillán los cauces principales actúan drenando el acuífero superficial. Por esta razón, en los puntos cercanos a los cauces un contaminante que lixivie al acuífero tendrá un menor tiempo de residencia en él.
 - ♦ **Tipo de acuífero:** en la zona de estudio, se distinguen dos unidades geológicas principales separados por el río Chillán, que son el Abanico de Chillán y el Abanico Piroclástico de San Ignacio. A falta de información hidrogeológica más detallada se consideraron solamente estas grandes unidades geológicas.
- d) Capacidad de dilución: Se refiere al ingreso de agua limpia que diluye al contaminante.
- ♦ **Precipitación:** contribuye a la dilución de eventuales contaminantes.
 - ♦ **Cercanías a un canal:** es un factor atenuante pues diluye la concentración de contaminantes.

5.5.2 Variables consideradas para el riesgo de contaminación del acuífero.

- a) Uso de Suelo: Se refiere al riesgo de contaminación por acción del hombre. Se consideraron 3 categorías de suelo: Urbano, Agrícola y Forestal. Por no existir suficiente información no se consideraron los siguientes parámetros: riego y fertilización.

5.6 Relación entre variables para el análisis en SIG.

En la figura 8 se muestra como se relacionan las variables en un SIG, para obtener una carta temática de vulnerabilidad natural y otra de riesgo de contaminación para finalmente, a partir de ambas, obtener una de potencial de contaminación.

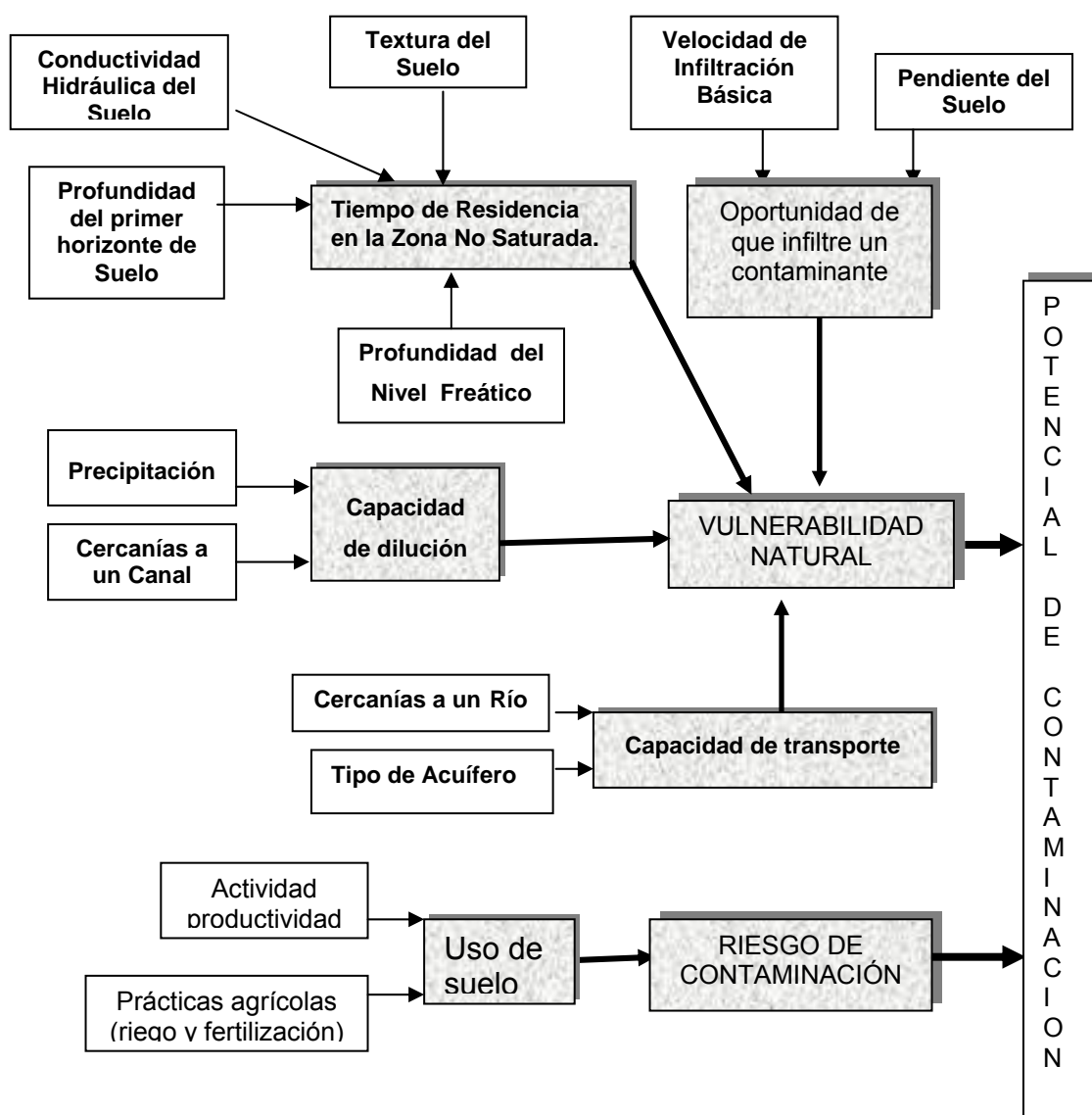


Figura 8. Esquema representativo de índice de vulnerabilidad.

Para crear el índice de vulnerabilidad se establecieron rangos que representan la variación de cada variable. A los rangos se les asignaron valores del 1 al 10 respectivamente, donde el 10 representa el mayor efecto sobre la vulnerabilidad y el 1 el menor efecto. En el caso de las variables que reflejan una mayor protección del acuífero se asignaron valores de -1 a -10 donde el -1 representa el menor efecto de protección y el -10 representa el mayor efecto de protección. De acuerdo a la importancia que tiene cada variable dentro del área de estudio dicha ponderación varió entre 1 y 5, donde 5 representa el mayor valor.

Los índices de vulnerabilidad y de riesgo se determinaron usando la siguiente relación, respectivamente:

$$I = \sum R_i * P_i$$

Índice Potencial de Contaminación = Índice vulnerabilidad + Índice riesgo

Donde R_i = es la i-ésima clase del valor de rango de la variable.

P_i = es la i-ésima ponderación que se le da a la variable.

5.7 Análisis de sensibilidad.

El análisis de sensibilidad se realizó a las ponderaciones de las variables para obtener una combinación que provea el pronóstico más uniforme y preciso. Este análisis se desarrolló tomando cada una de las variables, asignándole el valor mayor de ponderación y luego el menor, dejando los otros fijos, el indicador de sensibilidad utilizado fue la variabilidad del índice resultante medida en forma gráfica.

VI. RESULTADOS Y VALIDACIÓN.

6.1 Resultados.

Las variables textura, profundidad del suelo, velocidad de infiltración, conductividad hidráulica y uso de suelo, fueron las que produjeron una mayor variabilidad en la distribución del índice. Esto refleja tanto la importancia de la variable como también el hecho de que existe una mejor descripción de estas variables en la cuenca. En la tabla 1 se muestran las ponderaciones de cada variable.

Tabla 1. Ponderación de cada variable de acuerdo a su importancia relativa.

Variables	Ponderación
Textura del Suelo	5
Profundidad del Suelo	5
Velocidad de Infiltración	5
Conductividad Hidráulica	5
Uso del Suelo	5
Profundidad del Nivel Freático	4
Pendiente	3
Cercanías de un Canal	3
Cercanías de un Río	3
Tipo de Acuífero	3
Precipitación	1

6.1.1 Cartas temáticas.

La aplicación del modelo DRASTIC, modificado para las condiciones del área de estudio, requirió la evaluación individual de cada factor involucrado en función de la información disponible. De acuerdo a la metodología propuesta, la información correspondiente a las variables se lleva a cartas temáticas las que se muestran y se describen a continuación.

Profundidad al nivel freático: Esta información se obtuvo del mapa hidrogeológico PROITATA (1992), donde la profundidad al nivel freático está zonificada en 3 áreas: de 10 – 15, de 5 - 10 y 0 – 5 m. Para efecto de la creación del índice se consideró que la primera zona es menos vulnerable y la última más vulnerable. Por lo que se asignaron los valores mostrados en la tabla 2.

Tabla 2. Profundidad al nivel freático.

Rango (m)	Valor
10 - 15	3
5 - 10	7
0 - 5	10

La figura 9 muestra que el sector más oscuro es donde el nivel freático se encuentra más cerca de la superficie. Esto quiere decir que existe mayor oportunidad al ingreso de contaminante al acuífero, mientras el sector más claro indica que hay una mayor distancia por lo cual hay menor oportunidad a la entrada del contaminante.

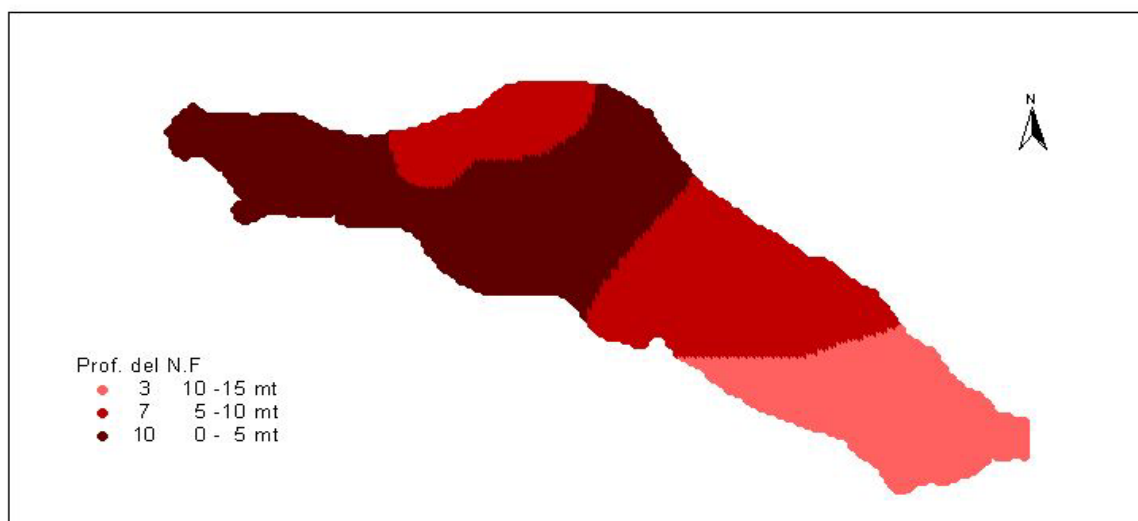


Figura 9. Profundidad al nivel freático de la cuenca del río Chillán con su respectivo valor y rango.

Profundidad del horizonte superficial del suelo: De acuerdo a estudios realizados por CIREN (1999) y el “Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo” (Siebe et al.,1996), se asignaron los rangos de profundidad de suelo y su valor correspondiente. En la tabla 3 se muestra que mientras más delgada la capa de suelo, se asigna una mayor vulnerabilidad, lo contrario ocurre en suelos más profundos.

Tabla 3. Profundidad del Suelo.

Rango	Valor
< 20 cm. (muy delgado)	10
20-40 cm.(delgado)	8
40-80 cm. (mediano)	5
80 cm. -1m. (profundo)	3
> 1 m.(muy profundo)	1

En la figura 10, el color negro representa la no-existencia de datos, los colores oscuros representan capas de suelos más delgados lo que significa que el contaminante se demora menos en atravesar el suelo no saturado, llegando más luego al acuífero, mientras los colores más claros representan suelos más profundos donde se retrasaría su llegada.

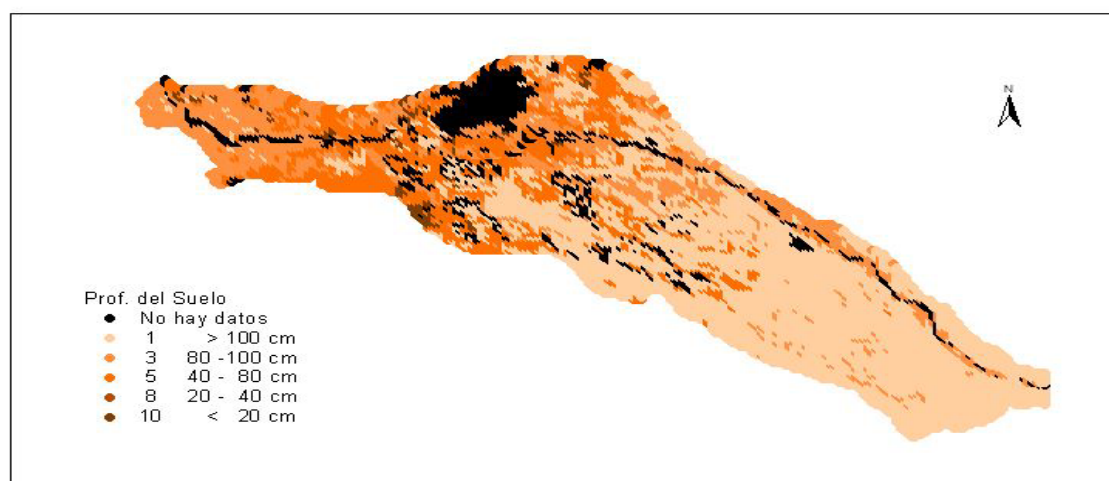


Figura 10. Profundidad del suelo de la cuenca del río Chillán con su respectivo valor y rango.

Conductividad hidráulica: Esta información se obtuvo del estudio realizado por CIREN (1999), e información personal² llegando a la siguiente clasificación donde de acuerdo a los tipos de suelo se consideró una conductividad promedio. Esta fue distribuida como se muestra en la tabla 4, donde los valores de conductividad hidráulica más bajos tienen un valor de vulnerabilidad menor.

Tabla 4. Conductividad hidráulica.

Rango (cm/hr)	Valor
< 0,08	1
0,08 - 0,1	2
0,11 - 1	4
1,1 - 5	6
5,1 - 20	8
> 20	10

En la figura 11 los colores más claros representan una menor conductividad hidráulica, esto quiere decir que hace más lento el ingreso de un contaminante al acuífero, de acuerdo a la escala de colores mientras más oscuro sea, con mayor facilidad se moverá el contaminante. El color negro representa la no-existencia de datos.

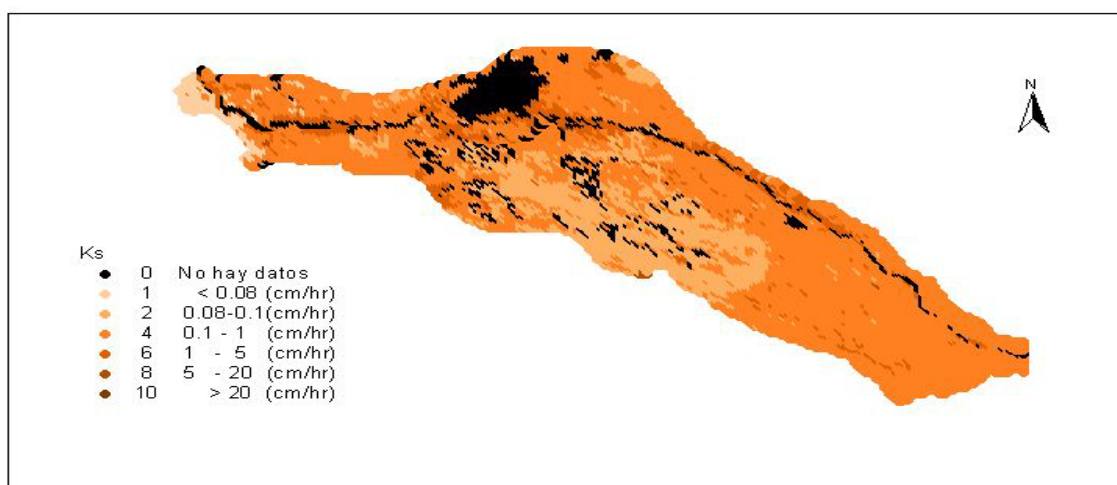


Figura 11. Conductividad Hidráulica de la cuenca del río Chillán con su respectivo valor y rango.

² Marco Sandoval. Ingeniero Agrónomo M.Sc. Universidad de Concepción. (Comunicación personal)

Textura superficial: Esta información se obtuvo del estudio realizado por CIREN (1999) e información personal³ donde los suelos se clasificaron de acuerdo a la textura de cada serie de suelos. En la tabla 5 se muestra que los valores más altos son los asignados a partículas de mayor tamaño (grava, arena), donde serán más vulnerables, pues expresa una mayor conductividad hidráulica.

Tabla 5. Textura del suelo.

Rango	Valor
Grava	10
Arena	9
Arena Franca	7
Franco Arenosa	6
Franco	5
Franco Limosa	4
Franco Arcillosa	3
Arcilla Arenosa	2
Arcilla	1

En la figura 12, los colores más claros representan zonas de suelos arcillosos que retienen al contaminante por más tiempo y los colores más oscuros suelos franco - arenoso donde un contaminante demora menos en llegar al acuífero. El color negro representa que no hay información.

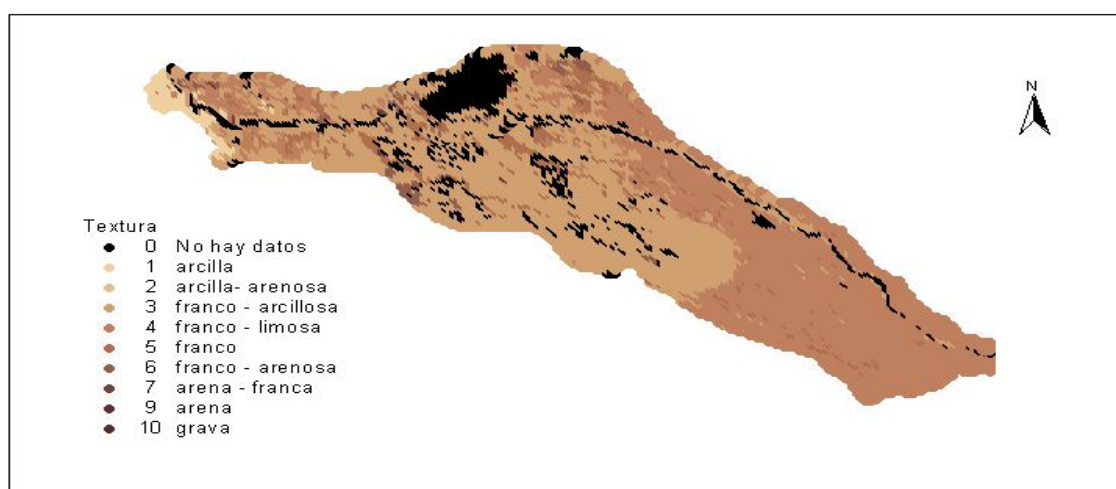


Figura 12. Textura del suelo de la cuenca del río Chillán con su respectivo valor y rango.

³ Marco Sandoval. Ingeniero Agrónomo M.Sc. Universidad de Concepción. (Comunicación personal)

Pendiente: Esta información se obtuvo del estudio CIREN (1999), a partir del cual, de acuerdo a las series de suelos, se determinó la pendiente según las clases. En la tabla 6 se muestra que a pendientes más suaves o planas se le asignó un mayor valor de rango de vulnerabilidad.

Tabla 6. Pendiente del suelo.

Rango	Valor
Clase I (plana)	10
Clase II (suave)	8
Clase III (moderada)	5
Clase IV (ligeramente pronunciada)	3
Clase VI (pronunciada)	1
Clase VII (muy pronunciada)	1

En la figura 13 los colores más oscuros representan las zonas más planas donde existe una mayor oportunidad para que ocurra infiltración y los colores más claros representan pendientes pronunciadas donde hay menor infiltración y mayor escurrimiento.

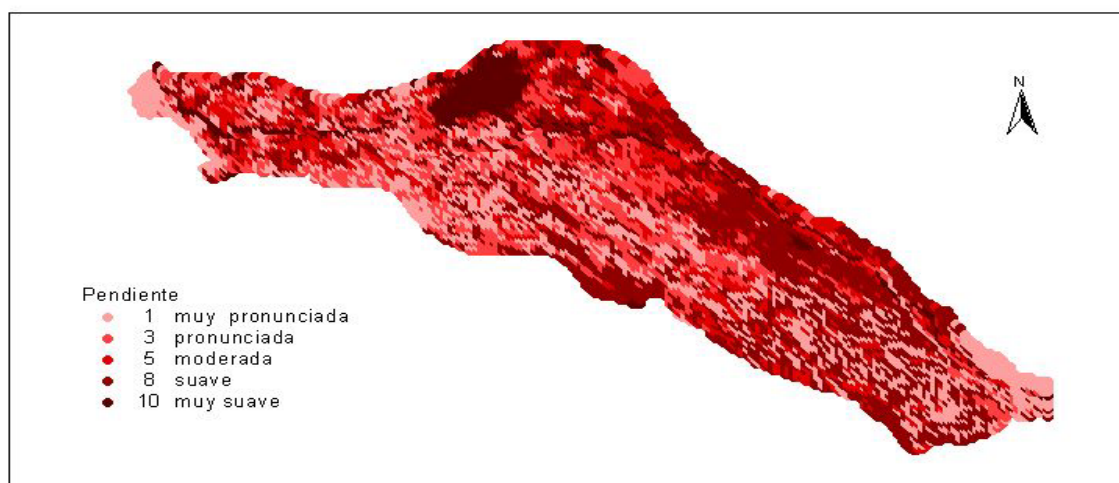


Figura 13. Pendiente de la cuenca del río Chillán con su respectivo valor y rango.

Velocidad de infiltración básica: Esta información se obtuvo de un estudio de suelos realizado en el área de la cuenca del Itata y de la publicación técnica “Propiedades físicas de los suelos de Ñuble, VIII Región” (Vidal y del Canto, 1983). En la tabla 7 se muestra que a un suelo de baja velocidad de infiltración se le asigna un valor de vulnerabilidad menor, pues se considera que un suelo de alta velocidad de infiltración tiene mayor potencial de contaminación.

Tabla 7. Velocidad de infiltración básica.

Rango (cm/hr)	Valor
< 2	1
2 - 4	2
4 - 6	4
6 - 8	6
8 - 10	8
> 10	10

En la figura 14, los colores más claros indican una baja velocidad de infiltración lo que significa que el contaminante se va a infiltrar en el suelo más lentamente y en los colores más oscuros ocurriría lo contrario.

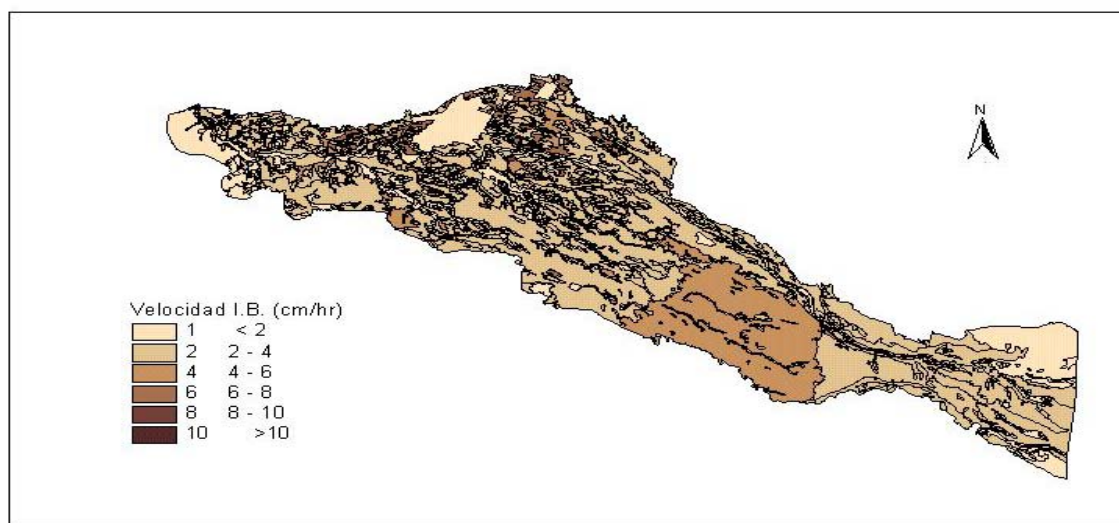


Figura 14. Velocidad de Infiltración básica de la cuenca del río Chillán con su respectivo valor y rango.

Tipo de acuífero: Esta información se obtuvo del estudio PROITATA (1992), donde en el área de estudio se distinguen dos unidades geológicas. De acuerdo a la información existente, el Abanico de Chillán presenta en general un nivel freático más superficial que el abanico de San Ignacio, por lo que se le asignó un valor de 6 suponiéndolo más vulnerable que el Abanico de San Ignacio que solo tiene un valor de 4.

Tabla 8. Tipo de acuífero.

Rango	Valor
Abanico de Chillán	6
Abanico de San Ignacio	4

En la figura 15, con un color más oscuro se representa el Abanico de Chillán y un color más claro el Abanico de San Ignacio.

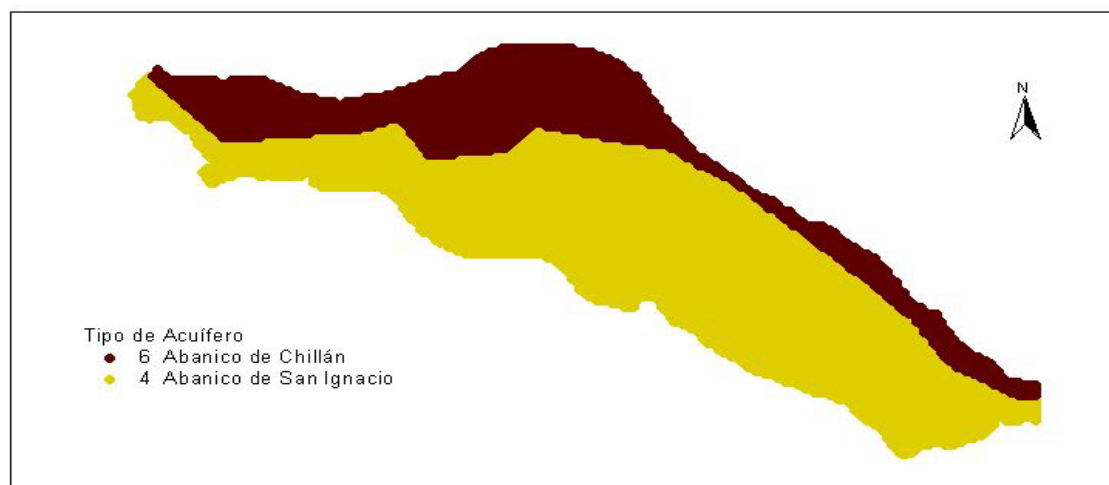


Figura 15. Tipos de acuífero de la cuenca del río Chillán con su respectivo valor y rango.

Precipitación: Esta información se obtuvo del estudio de “Balance hídrico de Chile” (1987), en las que se utilizaron mapas de curvas de isoyetas de las precipitaciones medias anuales con un período de retorno de 10 años para estimar la recarga por lluvia potencial en el área de estudio. En la tabla 9 se muestran los valores asignados. Como el agua proveniente de la precipitación se supone libre de contaminante, esta recarga produce un efecto de dilución de contaminante, por esta razón se asigna un índice de vulnerabilidad negativo.

Tabla 9. Recarga por lluvia.

Rango (mm/año)	Valor
< 1055 (baja)	-2
1055 -1400 (media)	-3
> 1400 (alta)	-4

En la figura 16, el color más oscuro representa una mayor recarga por lluvia, esto quiere decir, que existe un mayor potencial de dilución de contaminación.

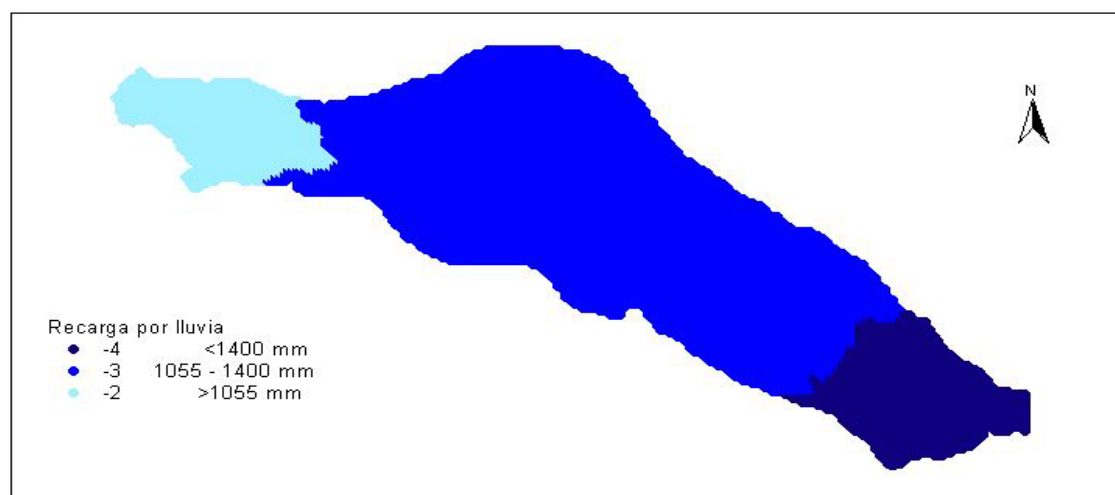


Figura 16. Recarga por lluvia de la cuenca del río Chillán con su respectivo valor y rango.

Cercanías a un canal: Al igual que la recarga por precipitación se supuso que el agua de los canales esta libre de contaminante. Por esa razón se determinó la tabla 10, en donde el valor 0 se asigna a una distancia a la cual el canal no afectaría al acuífero. Los demás valores de rangos son asignados a distancia donde el canal ayuda en cierta forma a diluir el contaminante siendo el acuífero menos vulnerable mientras más cerca se encuentre del canal.

Tabla 10. Recarga por cercanías a un canal.

Distancia (m)	Valor
25	-9
50	-5
75	-3
>75	0

La figura 17, el color claro representa una mayor distancia al canal lo cual significa que si hay una concentración de contaminante esta costaría diluirse y el color oscuro indica que el contaminante al estar cerca del canal se diluye fácilmente.

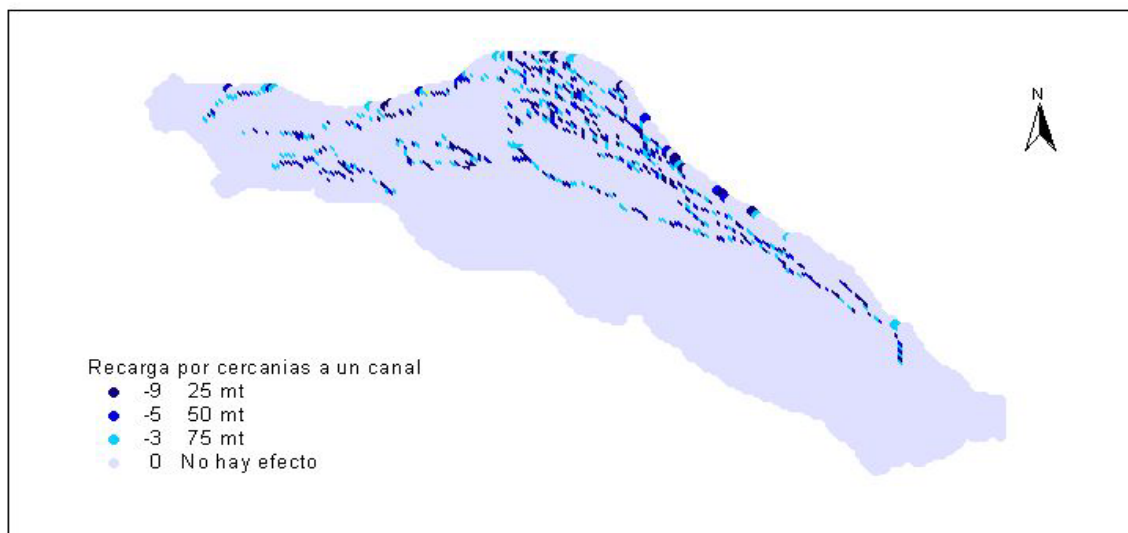


Figura 17. Recarga por cercanías a canal de la cuenca del río Chillán con su respectivo valor y rango.

Cercanías a un río: Como se indicó anteriormente los cauces en la cuenca del río Chillán predominantemente drenan al acuífero. Esto produce una mayor velocidad del agua subterránea en la cercanía de un cauce y por consiguiente un menor tiempo de residencia de un contaminante en el acuífero. Se determinó la tabla 11, donde los valores asignados fueron negativos suponiendo al acuífero menos vulnerable mientras más cercano al río. Se supuso que sobre los 300 m no hay efecto del río hacia el acuífero (figura 18).

Tabla 11. Descarga por cercanías a un río.

Distancia (m)	Valor
100	-9
200	-5
300	-2
>300	0

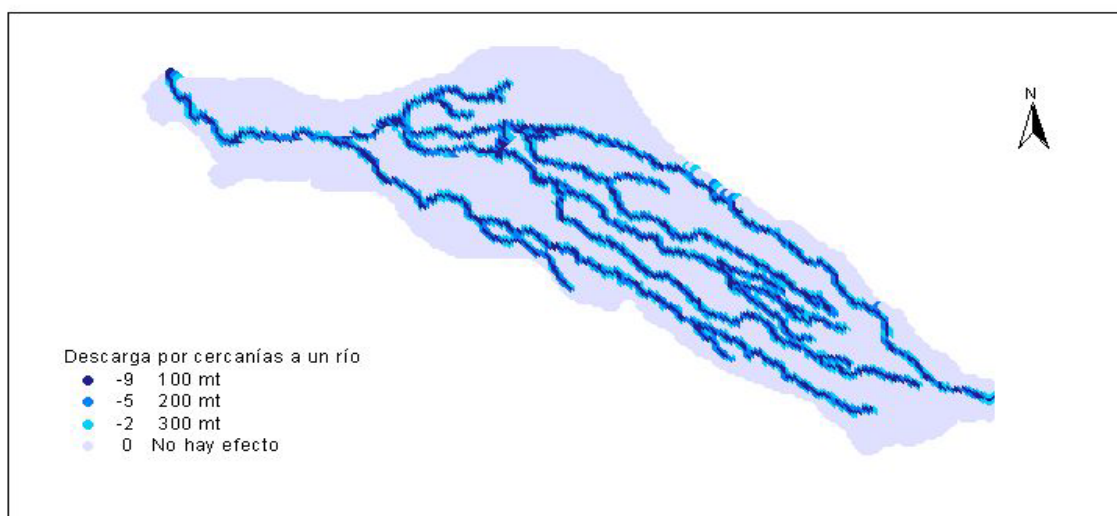


Figura 18. Descarga por cercanías a un río de la cuenca del río Chillán con su respectivo valor y rango.

Uso de Suelo: Esta información fue proporcionada por el centro EULA, quienes facilitaron las coberturas de uso de suelo de la cuenca del río Chillán. En la tabla 12 se muestran los valores asignados de acuerdo al riesgo.

Tabla 12. Uso de suelo.

Rango	Valor
Asentamiento Rural	10
Uso Urbano	10
Cultivos Intensivos	8
Frutales Mayores	8
Frutales Menores	8
Terrenos Agrícolas	8
Bosque Exóticas	6
Barbecho	6
Praderas	4
Bosque Mixto	3
Bosque Nativo	1
Caja de Río	1
Laguna y Embalses	1
Matorral	1
Protección de Quebradas	1
Ríos	1
Vegetación a Orillas de Río	1
Renoval Nativo	1

6.1.2 Creación de índices

De la unión de las cartas temáticas anteriormente descritos, y asociando a cada variable su multiplicador correspondiente se obtuvo el índice general de vulnerabilidad para cada punto.

Las categorías de los índices (Tabla 13) se determinaron de acuerdo a los valores de índices generados llevándolos a una escala de 1 a 100% siendo distribuidos en 6 categorías. Donde 100% representa el máximo valor posible que puede tomar el índice y el 1% el mínimo.

Tabla 13. Categorías de índices

Categorías de índices	
Muy Baja	0-16
Baja	17-33
Moderada	34-50
Alta	51-67
Muy Alta	68-84
Extrema	85-100

El mapa de índice de vulnerabilidad (Figura 19) es el resultado de la superposición de las cartas temáticas correspondientes a cada uno de los parámetros considerados. Este mapa permite identificar áreas representativas, como es el caso de la zona noroeste de la cuenca o a todo el sector aledaño a la ciudad de Chillán, que correspondería a la zona de agricultura intensa bajo riego, donde se observa un predominio de zonas de índice de vulnerabilidad alta y muy alta. Esto se debe a que en esta área se presentan: baja profundidad del nivel freático, suelos delgados, altas velocidades de infiltración y la presencia del abanico de Chillán, siendo este último un acuífero de arenas fluviales. Todos estos factores contribuyen a incrementar la vulnerabilidad del acuífero.

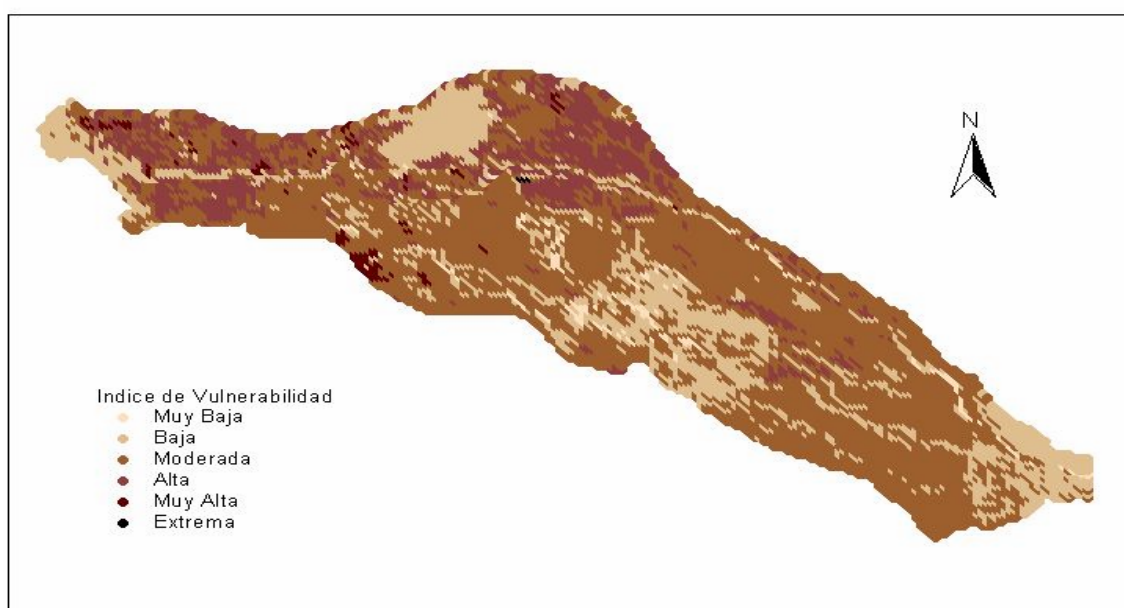


Figura 19. Mapa de índice de vulnerabilidad.

Por otro lado la zona sur-este de la cuenca presenta un predominio de zonas de índice de vulnerabilidad baja a moderada, relacionado con las características de los factores que en esta área tienden a reducir la vulnerabilidad, como por ejemplo, la presencia de mayor recarga por precipitaciones, una profundidad al

nivel freático que supera los 10 a 15 m y suelos con profundidades superiores a 1 m. Sin embargo, la textura del suelo y las velocidades de infiltración contribuyen a incrementar la vulnerabilidad, de modo que esta es la causa de que tome un valor de moderado y no bajo.

El mapa de índice de riesgo (Figura 20) es el resultado de la carta temática de uso de suelo la cual representa las zonas de riesgo extremo que sería en este caso las ciudades de Chillán y Pinto, donde existe uso urbano y asentamiento rural. Las zonas de muy alto riesgo corresponden a sectores de cultivos intensivos, frutales y terrenos agrícolas, donde se supone que las prácticas de riego y fertilización son intensas, en las zonas de riesgo alto y moderado las prácticas de riego son menos intensas y en las zonas de bajo y muy bajo riesgo corresponden a sectores de bosques naturales, matorrales entre otros, donde no hay intervención humana.

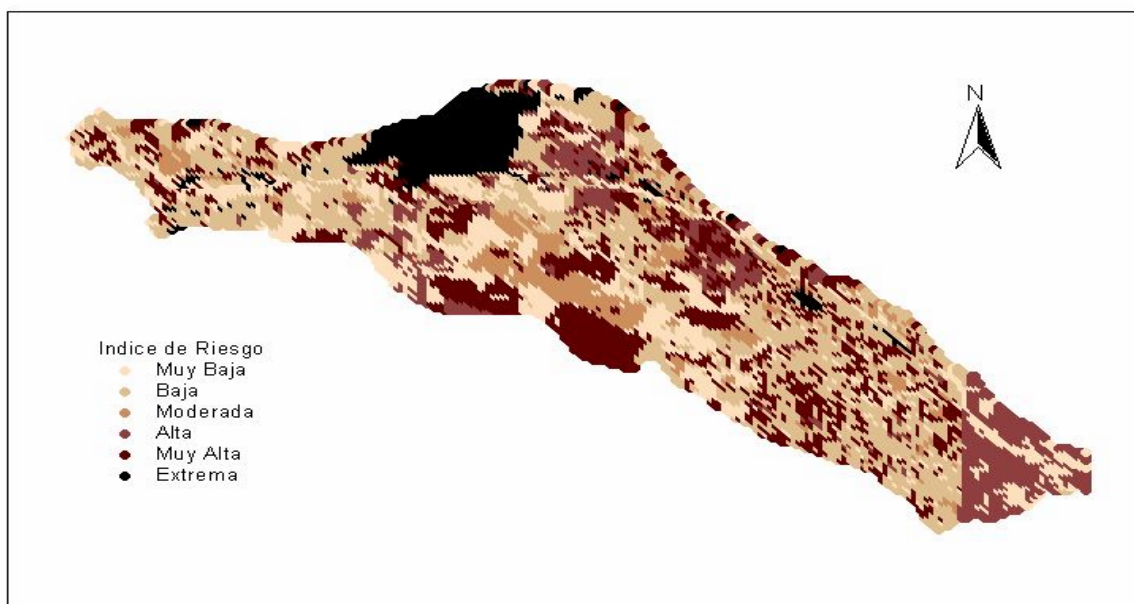


Figura 20. Mapa de índice de riesgo.

Al superponer el mapa de riesgo con el mapa de vulnerabilidad queda definido el mapa final de índice potencial de contaminación. En la figura 21 se indican con colores más oscuros las zonas con potencial de contaminación extremo a muy alto. Es posible observar que los alrededores de Chillán presentan áreas de mayor potencial de contaminación, debida a su alta vulnerabilidad y uso de suelo urbano. En general, aquellas zonas de índices altos, corresponden a sectores de mayor vulnerabilidad que están sujetos a una actividad agrícola intensiva las cuales presentan un alto potencial de contaminación.

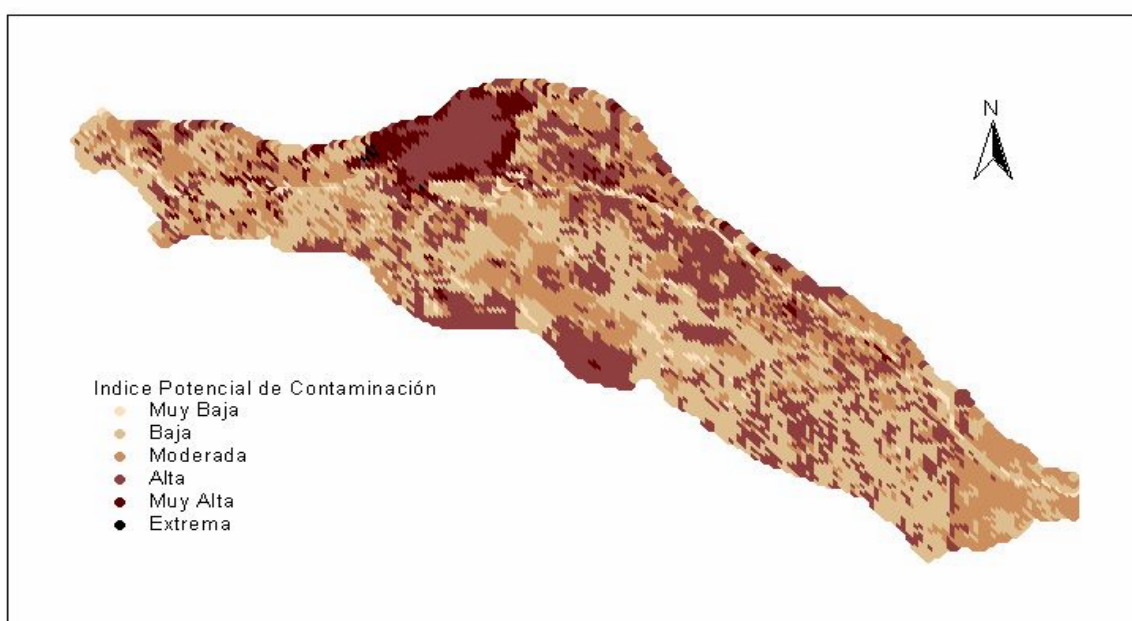


Figura 21. Mapa final de índice potencial de contaminación.

6.2 Validación del Modelo.

Como una forma de validar los datos obtenidos mediante la metodología aplicada, se recurrió a un ajuste lineal por mínimos cuadrados entre el índice potencial de contaminación y muestras de concentración de nitrato obtenidas en terreno.

6.2.1 Descripción de la situación.

Las concentraciones de Nitrato se obtuvieron mediante un monitoreo realizado al norte y al sur del río Chillán y al poniente y oriente de la ciudad de Chillán, en los meses de octubre y noviembre de 1999. Las muestras fueron tomadas directamente desde pozos, siendo estas llevadas a laboratorio para su determinación. Los datos correspondientes a los pozos fueron georeferenciados, llevándolos a una carta temática (figura22). Estos datos se relacionaron con los índices potenciales medidos en los nodos de la malla y ubicados en un radio de 250 mts. o menos. Una vez obtenidos los datos, se procedió a eliminar 4 de estos, ya que no eran pozos norias, sino que pozos profundos que no representan al acuífero en estudio. En la tabla 14 se muestran los datos usados.

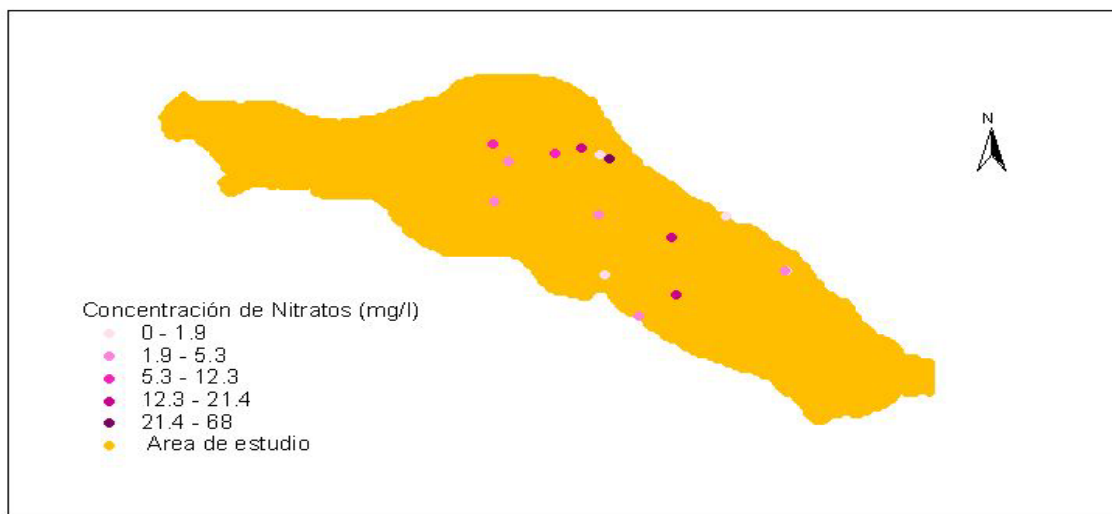


Figura 22. Mapa de ubicación de los pozos en la cuenca del río Chillán

Tabla 14. Datos considerados.

Indice potencial de contaminación (%)	[NO ₃] (mg/l)
26	1,3
20	3,2
24	3,3
43,5	3,8
33,5	5,3
47,5	8,4
38,5	12,3
44	17,4
59,5	19,3
57	21,4

6.2.2 Resultados del procedimiento:

La tabla 15, muestra los resultados del índice potencial de contaminación estimado obtenido del ajuste lineal realizado, con su error y límites correspondientes.

Tabla 15. Resultados del índice potencial estimado.

Indice potencial de contaminación (%)	[NO ₃] (mg/l)	Indice potencial de contaminación estimado(%)	Error	Limite inferior	Limite superior
26	1,3	26,89	-0,89	20,23	33,55
20	3,2	29,75	-9,75	23,04	36,46
24	3,3	29,90	-5,90	23,19	36,62
43,5	3,8	30,65	12,85	23,93	37,38
33,5	5,3	32,92	0,58	26,15	39,68
47,5	8,4	37,59	9,91	30,74	44,44
38,5	12,3	43,46	-4,96	36,51	50,41
44	17,4	51,15	-7,15	44,07	58,23
59,5	19,3	54,01	5,49	46,88	61,14
57	21,4	57,18	-0,18	50,00	64,36

Donde:

Índice Estimado: Esta se obtiene reemplazando directamente en la ecuación de índice potencial de contaminación el valor de la concentración de nitratos.

Error: Corresponde a la diferencia del valor observado y el calculado mediante la ecuación de índice potencial de contaminación.

Límite Inferior y Superior: Estos valores corresponden al intervalo de confianza en donde debería estar el valor esperado del índice potencial para observaciones futuras.

En la figura 23, se muestra la *banda de confianza* que representa los límites superior e inferior de todas las estimaciones con intervalo de 95% de confianza.

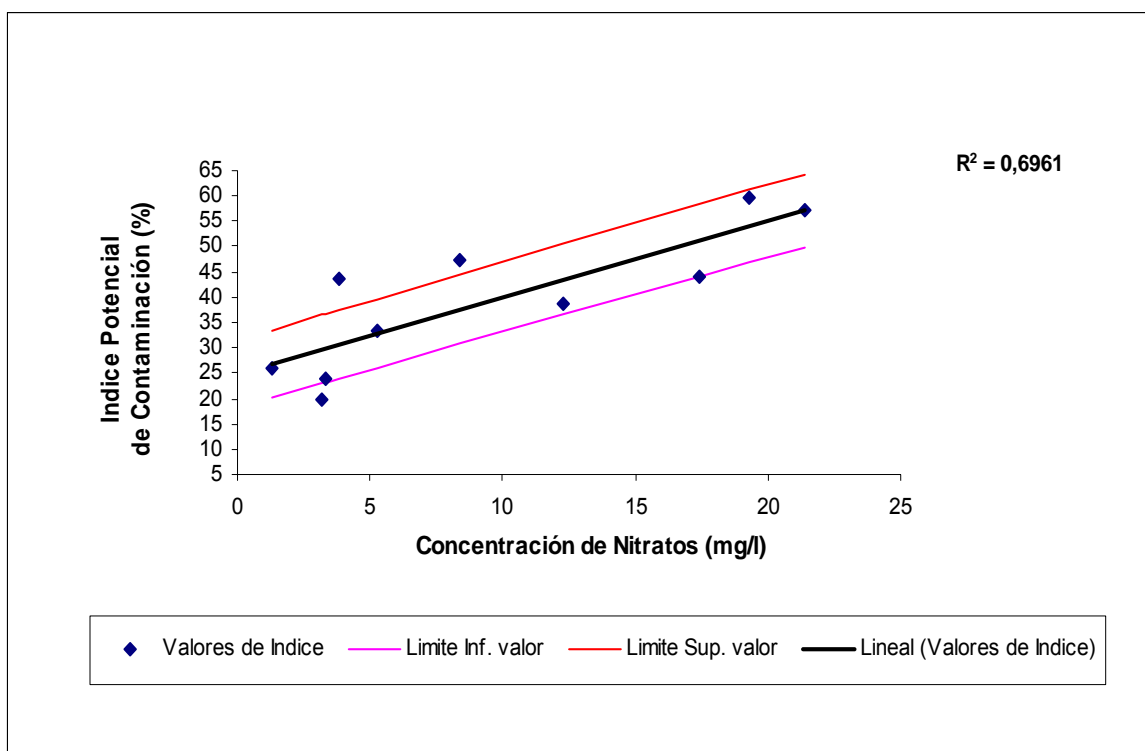


Figura 23. Gráfico de ajuste lineal de concentración de nitratos v/s índice potencial de contaminación.

6.2.3 Bondad de ajuste.

En esta parte se consideró el análisis de varianza para evaluar la bondad de ajuste. Para esto se mostrará tabla 16.

Tabla 16. Análisis de varianza.

Fuente de Variación	Suma de Cuadrados	Grados de Libertad	Cuadrado Medio	F muestral	F tabla
Regresión	1145,8	1	1145,8	18,33	4,74
Error	500,2	8	62,5		
Total	1646,0	9			

La prueba F muestra que el procedimiento de regresión es significativo con $\alpha = 0.05$. Dicha prueba da cuenta de la significancia global de los coeficientes estimados. Es decir existe una relación directa entre ambas variables.

Los resultados obtenidos al evaluar la significancia de cada uno de estos, se muestran a continuación.

Tabla 17. Resultados del ajuste lineal.

Coeficiente del índice	1,507
Intercepto	24,93
Error estimado del índice.	0,35
Error estimado del intercepto	4,195
Error típico de la regresión.	7,907
Coeficiente de determinación R^2	69,61

VII. CONCLUSIONES

Al analizar el desarrollo metodológico y los resultados obtenidos se obtuvieron las siguientes conclusiones:

La metodología desarrollada permite evaluar sectores con distintos niveles de vulnerabilidad de acuerdo a las características del acuífero.

El uso de índices es una poderosa herramienta que permite conceptualizar problemas complejos identificando las principales variables o parámetros que afectan el problema en estudio y establecer relaciones simples entre ellas.

La zona de elevada vulnerabilidad natural se encuentra al sur de la ciudad de Chillán y sectores con alta vulnerabilidad se encuentran inmediatamente al este y noroeste de dicha ciudad.

El sector de la cuenca que presenta un mayor riesgo potencial de contaminación corresponde al área localizada alrededor de la ciudad de Chillán, en donde se recomendaría considerar medidas de protección para esa área.

En el área de estudio los principales problemas de contaminación de aguas subterráneas, se encuentran en acuíferos superficiales cuya recarga proviene principalmente de percolaciones de aguas lluvias o infiltración de riego y canales. Los acuíferos profundos tienen una menor vulnerabilidad a contaminación debido a que son confinados y su recarga proviene desde la parte alta de la cuenca.

Se recomienda realizar un monitoreo más extenso de control de la calidad de agua presente en el acuífero superficial de la zona baja de la cuenca del río Chillán, para así poder tener una validación más significativa y poder relacionar mejor los niveles de concentración de nitratos con los de índice obtenidos.

VIII. SUMMARY.

Due to the intense agricultural activity in the Chillán River Basin, located in the Province of Ñuble, VIII Region, the contamination of ground water could signify an important problem, that not only affects the basin and its agricultural potential but also the health of people and the ecosystem.

The present study evaluated the vulnerability of the superficial aquifer located in the zone under the Chillán River Basin, by means of a methodology based on a DRASTIC model, adapted to the availability of data in the zone under study. The vulnerability index was developed using a linear combination of the variables that governed the transportation process of the pollutants in the ground water system. The results are presented in the form of thematic maps via a Geographic Information System (SIG), permitting the identification of areas with greater or lesser susceptibility of contamination.

The verification or validation of the results obtained by means of the model was made comparing said data with that of wells destined to the supply of potable water, with samples of water in which the nitrate concentration was determined.

Finally the sectors that present the greatest index of potential pollution are determined, which correspond to the area located around the city of Chillán.

IX. BIBLIOGRAFIA.

1. Arumí, J. L. y D. Jones. 2001. Metodología para el análisis de riesgo estructuras de riego. Ingeniería hidráulica en México. 16(3): 67-74.
2. Barber J. D. 2000. A graphical model to predict groundwater nitrate-nitrogen contamination in Chile. Thesis Biological Systems Engineering. University of Nebraska Dep. Biol.Syst. Lincoln, USA.
3. Balance Hídrico de Chile, 1987. Ministerio de Obras Publicas – Dirección General de Aguas. Escala 1:500.000. MOP. Santiago, Chile.
4. Bessouat, C., G. Castagnino, J. de los Santos, A. Oleaga y F. Pacheco. 1999. Carta preliminar de vulnerabilidad del acuífero de Raigón. En: II Encuentro de las Aguas, junio,1999, Universidad de la República. Uruguay.
5. Canter, L. W. 1997. Nitrates in groundwater. pp 73-143. CRC Press: Boca Raton, FL., USA.
6. CIREN, 1999. Descripciones de suelos, materiales y símbolos. Estudio Agrológico VIII región Tomo 1 y 2. Publicaciones CIREN N°121. Santiago, Chile.
7. Comisión Nacional del Medio Ambiente (Chile) 2001. Anteproyecto de norma de emisión a aguas subterráneas. Marzo, 2001. Exenta N° 256 ASR/PMC. Santiago, Chile.
8. Custodio E. 1994. La protección de las aguas subterráneas en el contexto de desarrollo y del uso sostenible. En: II Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea, 7 -11 Nov. 1994, ALHSUD. Santiago, Chile.

9. Fernández A., I. Vera. 1994. Grados de vulnerabilidad del sistema acuífero del gran Buenos Aires criterios para su determinación. En: II Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea, 7-11 Nov. 1994, ALHSUD. Santiago, Chile.
10. Gallardo, Mogens. 1999. Riegos naturales y urbanismo. Centro Eula, Chile. Programa de doctorado en ciencias ambientales. Concepción, Chile. URL. www.proinco.net/staff./mogens/riesgo. (Pagina personal) [Consulta 6 de julio].
11. Herbst, T and F. Schreiber. 1996. Environmental evaluation of the Chillán river watershed VIII región de Chile. Research project by students of physical geography at the University of Hannover, Germany.
12. Holman I.P., R.C. Palmer and N. Leonavičiūtė. 2000. Using soil and quaternary geological information to assess the intrinsic groundwater vulnerability of shallow aquifers: an example from Lithuania. *Hydrogeol, J.* 8:636 – 645.
13. Johnson, R. 1990. Análisis de correlación y regresiones lineales. pp 468-487. En: R. Johnson, Estadística elemental. Grupo editorial Iberoamérica, México. D. F.
14. Lenox, C., I. Carrica, G. Bonorio. 1994. Vulnerabilidad a la contaminación del sistema acuífero freático de la cuenca superior del arroyo Naposca Grande, provincia de Buenos Aires. Utilización de los métodos Drastic y Dios. En: II Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea, 7 - 11 Nov, 1994, ALHSUD. Santiago, Chile.

15. Loague K. R. L. Bernknop, R. E. Green, and T. W. Giambelluca. 1996. Uncertainty of groundwater vulnerability assessments for agricultural regions in Hawaii: J. Environ. Qual. 25:475-490.
16. López, E. M. y R. Granados. 2000. Utilización de los sistemas de información geográfica para la gestión de los recursos hídricos. Depto. de Medio Ambiente/ Sistemas de Información Geográfico. SEMA GROUP sae. Madrid. http://agua.rediris.es/Conferencia_iberdrola_200/conferencia/edurne.htm (consulta 6 de julio).
17. Mejuto, M.F.; Castaño, S. y Vela A. 1999. Utilidad de las técnicas de observación de la tierra a la elaboración de mapas de vulnerabilidad y riesgo de contaminación de aguas subterráneas. En: VIII Congreso nacional de teledetección. Recursos hídricos y agricultura. 22-24 septiembre 1999. Universidad de Castilla la Mancha. Albacete, España. URL. <http://161.67.5.33/congresos/trabajos>. (Consulta 8 de julio).
18. Muñoz, J. F. 1997. Evaluación del riesgo de contaminación del agua subterránea utilizada para el agua potable en la ciudad de Copiapó. EMSSAT S.A./ Chile. <http://www2.ing.puc.cl/postgrado/escuela/ambiental/jmunoz/proyecto2.html> (consulta 6 julio 2001)
19. Navulur K.C.S. and B. A. Engel. 1998. Groundwater vulnerability assessment to non-point source nitrate pollution on a regional scale using GIS. Trans. ASAE. 41(6): 1671-1678.
20. Pérez, F.S. 2000. El desamparo de las aguas subterráneas. Rev. Vertiente (5):38-44.

21. PROITATA, (Chile) 1992. Proyecto Itata, Estudio Hidrológico y Situación Actual Agropecuaria. Comisión Nacional de Riego. República de Chile.
22. Sandoval M. A., y L. León. 2000. Origen de los suelos volcánicos de la Provincia del Ñuble. Cienc. Ahora. 6: 61-64.
23. Siebe C., R. Jahn, y K. Stahr. 1996. Manual para la descripción y Evaluación ecológica de suelos en el campo. Publ. Especial 4. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. México.
24. Vega C, G. Azocar, M Aguayo, y P. Debels. 2001. Uso de los Sig y bases de datos para la gestión de información agropecuaria de la cuenca del río Chillán, VIII región, Chile. En: IV Congreso Internacional de Ingeniería Agrícola, 9 al 11 de mayo 2001. Universidad de Concepción Chillán, Chile.
25. Vidal I. y P del Canto. 1983. Propiedades físicas de los suelos de Ñuble, VII región. Agric. Téc. (Chile) 3 (43): 195-202.

