



**GOBIERNO DE CHILE
MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS
DIRECCIÓN GENERAL DE AGUAS**



**UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL**

SEGUIMIENTO DE VARIABLES AMBIENTALES PARA EL CONTROL Y LA FISCALIZACIÓN EN MATERIA DE CONTAMINACIÓN Y AFECCIÓN AMBIENTAL

INFORME FINAL

S.I.T. N° 193

SANTIAGO, NOVIEMBRE 2009

MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS

**Ministro de Obras Públicas
Ingeniero Civil Sr. Sergio Bitar Ch.**

**Director General de Aguas
Abogado Sr. Rodrigo Weisner L.**

**Jefa Departamento de Conservación y Protección de Recursos Hídricos
Ingeniero Sra. Mesenia Atenas V.**

**Inspector Fiscal
Ingeniero Sra. María Eugenia Molina L.**

**Contraparte Técnica
Ingeniero Sra. Mónica Musalem J.
Ingeniero Sr. Fernando Aguirre Z.**

UNIVERSIDAD DE CHILE

**Jefe de Proyecto
Ingeniero Civil Sr. Carlos Espinoza C.**

**Profesionales:
Geólogo Sr. Gonzalo Huerta V.
Ingeniero Civil Srta. Alexandra Cuéllar P.
Ingeniero Civil Sr. Pablo Zamora B.
Ingeniero Civil Srta. Fernanda Balandrón M.**

**ESTUDIO
SEGUIMIENTO DE VARIABLES AMBIENTALES PARA EL CONTROL Y LA FISCALIZACIÓN
EN MATERIA DE CONTAMINACIÓN Y AFECCIÓN AMBIENTAL**

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
2. METODOLOGÍA	3
2.1 Proyecto 1: Fiscalización Ambiental: Caracterización Hidrogeoquímica de Aguas Subterráneas (Acuífero Sector Punitaqui)	3
2.1.1 Generalidades	3
2.1.2 Objetivos	4
2.1.3 Actividades Desarrolladas	4
2.1.4 Principales Conclusiones	5
2.2 Proyecto 2: Asesoría Técnica en la Determinación de Parámetros Críticos: Operación de un Modelo Físico de Aguas Subterráneas	6
2.2.1 Generalidades	6
2.2.2 Objetivos	7
2.2.3 Actividades Desarrolladas	7
2.2.4 Principales Conclusiones	8
2.3 Proyecto 3: Realización de Estudios Tendientes a Evaluar y Definir Redes de Control de Impactos: Estudiar la Vulnerabilidad de un Sistema Humedal Frente a Cambios en el Régimen Hidrológico y Meteorológico	11
2.3.1 Generalidades	11
2.3.2 Objetivos	11
2.3.3 Actividades Desarrolladas	11
2.3.4 Principales Conclusiones	12
3. RESULTADOS FINALES	13
3.1 Proyecto 1: Fiscalización Ambiental: Caracterización Hidrogeoquímica de Aguas Subterráneas (Acuífero sector Punitaqui)	13
3.2 Proyecto 2: Asesoría Técnica en la Determinación de Parámetros Críticos: Operación de un Modelo Físico de Aguas Subterráneas	13

3.3	Proyecto 3: Realización de Estudios Tendientes a Evaluar y Definir Redes de Control de Impactos: Estudiar la Vulnerabilidad de un Sistema Humedal Frente a Cambios en el Régimen Hidrológico y Meteorológico.....	13
-----	---	----

1. INTRODUCCIÓN

En el marco de la Ley General de Bases del Medio Ambiente, Ley 19.300, la Dirección General de Aguas (DGA) tiene funciones tales como la participación en la generación de normas de emisión a los cuerpos de agua, generación de normas de calidad ambiental, evaluación de impacto ambiental de proyectos, y la fiscalización y seguimiento de proyectos con evaluación de impacto ambiental.

Específicamente, la DGA debe proporcionar información técnica de base que permita el establecimiento de normas secundarias de calidad de aguas, así como también, debe velar por el cumplimiento de dichas normas a través del monitoreo y análisis de la calidad del agua en los cursos normados.

Por otra parte, la DGA debe llevar el control y seguimiento de las condicionantes establecidas tanto en la aprobación de ciertas obras hidráulicas (obras mayores según el artículo 294 del Código de Aguas), como en las resoluciones de calificación ambiental y, en algunos casos, en la constitución de derechos de agua. Todas las anteriores, requieren de la revisión de los monitoreos efectuados, la explicación de los fenómenos observados, la medición de validación independiente, la predicción de la situación futura, y la recomendación de acciones tendientes a la conservación y protección de los recursos hídricos.

En este contexto, la DGA requiere respaldo técnico para ejercer la labor de fiscalización en concordancia con las obligaciones que le imponen principalmente, el Código de Aguas y la Ley de Bases Generales del Medio Ambiente.

Con base en lo anterior, el Departamento de Ingeniería Civil de la Universidad de Chile desarrolló un estudio cuyo objetivo principal fue responder a un requerimiento de la DGA, orientado a resolver tres aspectos técnicos que son a su vez de interés de la Universidad, y que se resumen a continuación:

- Caracterizar hidrogeoquímicamente las aguas subterráneas de un acuífero o sector acuífero, investigando la presencia y origen de posibles contaminantes en éstas.

- Operar un modelo físico que simule tanto los cambios en los niveles del agua subterránea, como los cambios en las concentraciones de contaminantes específicos en el agua, cuando se simula el bombeo de agua subterránea.
- Estudiar la vulnerabilidad de un sistema humedal frente a cambios en el régimen hidrológico y meteorológico, simulando escenarios inciertos que logren generar estados críticos del humedal.

2. METODOLOGÍA

De acuerdo con los requerimientos de la DGA se trabajó de manera separada en cada una de las actividades que se solicitó. En los puntos que siguen se describe cada una de estas actividades, incluyendo los objetivos generales y específicos de cada una y los principales resultados obtenidos.

2.1 Proyecto 1: Fiscalización Ambiental: Caracterización Hidrogeoquímica de Aguas Subterráneas (Acuífero Sector Punitaqui)

2.1.1 Generalidades

La comuna de Punitaqui pertenece a la provincia del Limarí, Región de Coquimbo. El pueblo de Punitaqui, capital comunal de la homónima, fue fundado en 1810 con una clara vocación minera, extrayéndose en un origen oro y actualmente cobre. La principal actividad minera de la zona corresponde a las faenas de Compañía Minera Punitaqui SCM.

La comuna de Punitaqui tiene 3 formas de abastecimiento de agua para consumo humano:

- norias particulares (5 - 8 metros de profundidad),
- sistema de agua potable concesionado a la empresa de servicios sanitarios Aguas del Valle (posee 3 pozos de 8-10 metros de profundidad, más un dren donde se recogen aguas excedentes del sistema Paloma y además compra agua a un sistema APR),
- Sistemas de Agua Potable Rural (APR).

La localidad es parte de un proyecto denominado “Conservación del Agua en Comunidades Rurales” de la Universidad de la Serena. En el contexto de desarrollo de ese proyecto, la DGA fue notificada sobre preocupación en el mundo rural por problemas en la calidad de las aguas subterráneas.

Además, la localidad forma parte del listado priorizado de sitios contaminados con Mercurio, de la Comisión Nacional del Medio Ambiente.

Con la finalidad de comprobar si efectivamente existe un problema de contaminación en el acuífero y con la finalidad de cuantificar la gravedad del problema, determinando sus posibles fuentes y proponiendo una solución técnica a dicho problema, se ha incluido este estudio de caracterización hidrogeoquímica de aguas subterráneas en el sector de Punitaqui, IV Región.

2.1.2 Objetivos

El objetivo principal es caracterizar hidrogeoquímicamente las aguas subterráneas en la cuenca del Estero Punitaqui, IV Región, e investigar la presencia y origen de posibles contaminantes en éstas.

Los objetivos específicos son:

- Compilación de antecedentes geológicos de la zona de estudio.
- Recopilar información hidrológica/hidrogeológica de la cuenca del Estero Punitaqui.
- Realizar un muestreo geoquímico sistemático de pozos accesibles en la cuenca del Estero Punitaqui.
- Realizar los análisis geoquímicos necesarios para una adecuada caracterización.
- Informar sobre el estado de la calidad geoquímica de las aguas subterráneas estudiadas.

2.1.3 Actividades Desarrolladas

Las actividades desarrolladas en este estudio se resumen a continuación:

- Caracterización del lugar de estudio.
- Compilación de antecedentes geológicos de la zona de estudio.
- Recopilar información hidrológica/hidrogeológica en la zona de estudio.
- Realizar un muestreo geoquímico sistemático de pozos accesibles en la zona de estudio.
- Realizar los análisis geoquímicos necesarios para una adecuada caracterización en la zona de estudio.
- Informar sobre el estado de la calidad geoquímica de las aguas subterráneas estudiadas.

2.1.4 Principales Conclusiones

Mediante un muestreo geoquímico realizado en aguas pertenecientes al acuífero subsuperficial de la cuenca del Estero Punitaqui, se han detectado zonas con distintas características físico químicas.

Se ha logrado determinar una zona con claras evidencias de una contaminación (natural o antrópica) por sustancias químicas, especialmente sulfatos (SO_4^-) y algunos elementos mayores como el magnesio (Mg^{++}). Esta zona corresponde al sector donde se ubica la localidad de Pueblo Nuevo, 2 km al SE del centro de Punitaqui, e inmediatamente aguas abajo de la mina Los Mantos, operada por la Compañía Minera Los Mantos de Punitaqui SCM. Las aguas asociadas a estos pozos son del tipo sulfatadas cálcicas, a diferencia del resto de los pozos estudiados en la cuenca, los que son del tipo bicarbonatados calco – sódicos, y algunos pozos parcialmente contaminados, cuyas aguas son del tipo bicarbonatadas sulfatadas calco-sódicas. Los tipos de agua dan cuenta de un acuífero superficial, con infiltración relativamente reciente.

Con los datos químicos disponibles, no es posible discernir si el origen de los contaminantes es por causas naturales, antrópicas, o ambas. Dada la presencia de los yacimientos de mercurio, oro y cobre, es innegable una contaminación natural, la que podría estar siendo acelerada por las faenas de la minera, exponiendo al ambiente subaéreo los sulfatos existentes en el yacimiento. Además, la actividad minera tiene responsabilidad en la notablemente alta alcalinidad de las aguas subterráneas en los pozos de Pueblo Nuevo, ya sea al utilizar cal para aumentar el pH de los drenajes altamente ácidos que se generan en los procesos de lixiviación para la obtención del Cu y Au explotados actualmente, o en infiltrar aguas altamente alcalinas provenientes del proceso de flotación.

Cabe señalar que la zona con rasgos de contaminación es sumamente acotada, afectando a las aguas sólo hasta 2 km aguas abajo de la mina Los Mantos, aproximadamente. El resto del área de estudio posee aguas de muy buena calidad, sin contaminantes de origen químico. Podría inferirse entonces una importante componente natural en la contaminación, dada lo acotada de la zona contaminada.

Con respecto a los metales disueltos (As, Hg, Cu, etc), su presencia es nula o escasa en la totalidad del área estudiada, incluyendo la zona contaminada, según la técnica analítica

utilizada. Esto se da ya que las condiciones redox y de pH no son favorables para el transporte de metales en las aguas subterráneas de la cuenca del Estero Punitaqui. Se descarta así una posible contaminación por metales pesados. Sin embargo, la zona de Pueblo Nuevo es potencialmente peligrosa a ser afectada por este tipo de contaminación, ya que con una fase líquida reducida los metales que se encuentran en su estado sólido y menos peligroso, tenderán a diluirse y pasar a su especie más peligrosa, nociva para la salud humana.

Finalmente, la zona contaminada posee valores de sulfatos muy por sobre las normas chilenas para agua potable y para agua de riego (NCh. 409 y NCh. 1333, respectivamente), mientras que el sector central de Punitaqui posee valores de nitratos levemente por sobre la norma chilena de riego NCh. 1333.

2.2 Proyecto 2: Asesoría Técnica en la Determinación de Parámetros Críticos: Operación de un Modelo Físico de Aguas Subterráneas

2.2.1 Generalidades

Dentro de los desafíos actuales de la Dirección General de Aguas, se ha considerado importante desarrollar un mayor conocimiento del funcionamiento hidrogeológico de un acuífero y del movimiento de un contaminante en el agua subterránea.

A partir de esto, la Dirección General de Aguas tiene la idea de incorporar dentro de su laboratorio una sección educativa donde se puedan implementar modelos físicos de un acuífero, que simulen el efecto de una prueba de bombeo y movimiento de contaminantes en un acuífero, y por otro lado, permitan ser utilizados a nivel educativo y para capacitación en hidrogeología, de usuarios internos de la Dirección (Nivel Central y Regiones) y usuarios externos como solicitantes y alumnos de Universidades.

Dentro de los puntos principales de este estudio está la necesidad de generar mayor conocimiento dentro de los profesionales de la DGA en cuanto al análisis de pruebas de bombeo y el conocimiento general del funcionamiento de un acuífero. Esto último, debido a que muchos desafíos de la Dirección, tales como la interacción río - acuífero, la recarga artificial de acuíferos y la protección de estos ante potenciales fuentes de contaminación pueden también ser resueltos, o al menos entendido, a través de este tipo herramientas.

2.2.2 Objetivos

Se implementará un modelo físico de aguas subterráneas, que simule el efecto del cono de depresión en un acuífero producido por la operación de un pozo de bombeo. En este modelo físico se debieran observar las líneas de flujo del escurrimiento y el mecanismo de transporte de un contaminante conservativo simulado por la presencia de un trazador.

Objetivos Específicos de este estudio se resumen a continuación:

- Adquirir un modelo físico básico para su conocimiento, implementación y comparación con un análisis teórico hidráulico y de transporte de contaminantes.
- Implementar un modelo numérico en el programa Visual MODFLOW, que permita simular el comportamiento del modelo físico.
- Construir un modelo físico de un acuífero que contenga un pozo de extracción de agua y pozos de observación a partir de un prediseño realizado previamente usando Visual MODFLOW.
- Evaluar las depresiones de los niveles del agua subterránea en este acuífero una vez que ha comenzado una prueba de bombeo.
- Observar los mecanismos de transporte de un compuesto conservativo en un sistema sin bombeo y analizar el efecto del movimiento de la pluma contaminante, producido por un pozo de bombeo que cambia la dinámica del flujo en un acuífero.

2.2.3 Actividades Desarrolladas

Las actividades desarrolladas en este estudio se resumen a continuación:

- Adquisición de modelos físicos para su conocimiento, implementación y comparación con un análisis teórico hidráulico y de transporte de contaminantes.
- Implementación de un modelo numérico en el programa Visual MODFLOW, que permite simular el comportamiento del modelo físico.

- Evaluación de las depresiones y recuperaciones de un acuífero cuando se simula una prueba de bombeo.
- Evaluación de la dispersión de contaminantes específicos al realizar un bombeo en un acuífero, considerando distintas configuraciones de presencia de contaminación.

2.2.4 Principales Conclusiones

Las bases para el diseño y la construcción de un modelo físico de acuífero quedan determinadas por los siguiente 5 pasos que se han desarrollado durante la presente memoria.

- Elección del problema a modelar.
- Planteamiento de un modelo conceptual.
- Realización de un modelo numérico.
- Diseño del modelo físico.
- Construcción e implementación del modelo físico.

Se ha cumplido a cabalidad con todos los objetivos planteados. La implementación de un modelo físico adquirido en el extranjero, ha permitido aumentar el conocimiento sobre este tipo de herramientas, mientras que la creación de un modelo conceptual y la modelación numérica han entregado los datos necesarios para llevar a cabo la modelación física, permitiendo dilucidar cuál es la configuración apropiada para mostrar de manera clara y precisa las variaciones del nivel freático producto de los cambios en el régimen de escurrimiento, los mecanismos básicos del transporte de solutos en medios porosos y la superposición de los efectos de bombeo.

La operación de cada uno de los modelos presentados en este trabajo permite explicar algunos de los aspectos claves para entender los conceptos básicos de la hidráulica de aguas subterráneas, de su aprovechamiento y de sus mecanismos de transporte.

Gracias a la implementación del modelo adquirido, se puede concluir lo siguiente:

- La calidad de las aguas subterráneas de un acuífero libre y uno confinado, que se encuentren en una misma zona geográfica pueden ser diferentes, ya que los acuífugos y acuitardos que separan estos acuíferos, los independizan al impedir el intercambio de partículas y contaminantes entre ellos.
- Se ha observado que la recarga se relaciona de manera directamente proporcional con el nivel freático, esto quiere decir que a mayor recarga más somero se encontrará el nivel freático. La recarga condiciona también a la velocidad del flujo de aguas subterráneas, llegando incluso a modificar su dirección, esto se produce porque al aumentar la recarga aumenta el nivel freático y con esto se incrementa el gradiente hidráulico. Ciertas condiciones de recarga pueden determinar que el flujo de aguas subterráneas se realice por uno u otro sistema acuífero, como se ha visto para el caso en que se inyecta un trazador en el pozo número 3. Para una baja recarga este se transporta a través del acuífero confinado, mientras que para una recarga mayor este se transporta a través del acuífero libre.
- Es bien sabido que la calidad de las aguas superficiales puede afectar la calidad del agua subterránea, debido a la infiltración de contaminantes. En este caso se ha demostrado que si el agua subterránea se encuentra contaminada puede afectar la calidad de las aguas superficiales de ríos y lagos, mostrando que algunas de las zonas de descarga del agua subterránea se encuentran en el fondo de estos cuerpos de agua.
- En el modelo desarrollado durante el transcurso de esta memoria se reproducen las condiciones de flujo establecidas en el modelo conceptual. Es posible apreciar las depresiones en la zona de bombeo respecto de la condición inicial y las condiciones de borde logran mantener un nivel constante por aportar el flujo hacia el acuífero.
- En este modelo es posible distinguir claramente el flujo advectivo producto de la inyección de trazadores entre las condiciones de borde de nivel constante y los pozos. Gracias a las pequeñas velocidades que se presentan en el sector céntrico del modelo físico, tal como se observó en la modelación numérica, es posible observar el transporte difusivo provocado por el gradiente de concentración. En este caso el trazador de color rojo desciende lentamente por efecto de la gravedad en la zona no saturada.

- La implementación de un rotámetro ha permitido realizar “*pruebas de bombeo*” en el modelo, ya que es posible determinar con exactitud los descensos y caudales. Sin embargo, cabe recordar que dentro de las hipótesis planteadas por Darcy se encuentra la de flujo laminar, hipótesis que no se cumple en este caso dadas las altas pendiente obtenidas.
- Al observar como el permanganato de potasio penetra en el acuífero es posible inferir que las velocidades son mayores en el fondo del acuífero y no constantes en la vertical como se observó en la modelación numérica. Cuando se utiliza la unidad Rainmaker en conjunto con el modelo desarrollado es posible eliminar el efecto de la tensión superficial, ya que el agua infiltrada arrastra al permanganato de potasio a las zonas más profundas del acuífero.
- Gracias al sistema hidráulico implementado es posible inducir un gradiente hidráulico en el acuífero que opera independientemente de la extracción desde los pozos, lo que permite a través de la inyección de un trazador en la parte posterior del modelo observar las líneas de flujo.
- Ciertos efectos, como el de la tensión superficial son perjudiciales a la hora de observar el cono de depresión producto del bombeo y no fueron considerados antes de la modelación física, sin embargo este efecto puede ser reducido al introducir un agente surfactante (producto químico que reduce la tensión superficial de los líquidos). En este caso se ha utilizado Water Aid, un líquido inodoro, incoloro, translúcido y semiviscoso que reduce en un 50% la tensión superficial del agua a una concentración del 0.5%. La utilización de este producto provoca ciertos efectos, como espuma, cambio de las propiedades hidrogeológicas y un incremento en la infiltración.

Los modelos presentados, son herramientas didácticas que permiten no sólo enseñar los conceptos más básicos de las aguas subterráneas, sino que también pueden ser utilizados para mostrar el transporte de solutos en medios porosos, los flujos de aguas subterráneas a escalas regionales e incluso simular pruebas de bombeo.

2.3 Proyecto 3: Realización de Estudios Tendientes a Evaluar y Definir Redes de Control de Impactos: Estudiar la Vulnerabilidad de un Sistema Humedal Frente a Cambios en el Régimen Hidrológico y Meteorológico.

2.3.1 Generalidades

Dentro de los sitios prioritarios en Ecosistemas de aguas continentales, establecido en el estudio de CONAMA “Estrategia y Plan de acción para la biodiversidad en la VII región del Maule”, se encuentra el humedal “Ciénagas del Name”. Este humedal fue calificado así por su importancia en la nidificación de especies migratorias, por la constante amenaza de caza y por los problemas derivados del transporte de sedimentos desde la cuenca aportante derivados del cambio en el uso del suelo en la zona.

2.3.2 Objetivos

Es por lo anterior, que se ha decidido realizar un estudio exploratorio del humedal basado en:

- Monitoreo de las variables hidrológicas, meteorológica del sistema,
- Mediciones de nivel de pozos y niveles en la laguna, y
- Periódicas campañas de terreno.

Otro de los objetivos que se tienen de este estudio, esta basado en una descripción del humedal considerando las actuales condiciones que en él se presentan, así como:

- Tipo y evolución de la cobertura vegetal en la superficie del espejo de agua.
- Dimensiones y superficie del espejo de agua que se desarrolla en el humedal durante al menos dos épocas del año.

2.3.3 Actividades Desarrolladas

Las actividades a desarrollar en este estudio se resumen a continuación:

- Desarrollo de campañas de monitoreo de variables hidrológicas.
- Lograr una caracterización del humedal en su comportamiento estacional.
- Establecer un método sencillo para el monitoreo de variables de interés, con el objeto de hacer replicable la metodología.
- Validar algún modelo computacional capaz de representar el comportamiento de estos sistemas tanto en su dinámica como en su calidad.
- Formular recomendaciones relativas al manejo de suelos en las cercanías del lugar de estudio, de manera de asegurar la sustentabilidad de actividades productivas con respecto a la salud del humedal.

2.3.4 Principales Conclusiones

En base a los objetivos planteados en la propuesta se presentan resultados relativos a los siguientes temas:

-Dimensiones y geometría humedal:

- Evolución histórica del área del humedal, en base a imágenes satelitales desde el año 1975 (con diferente resolución espacial).
- Analizar relación entre el régimen anual de precipitaciones y los cambios en el área superficial del humedal.

-Vegetación:

- Cambios en la distribución de la cobertura vegetal del humedal, NDVI (Normalised Difference Vegetation Index), así como las especies presentes en el área de estudio.

-Batimetría:

- Se construyó la batimetría del cuerpo de agua del humedal, con el objeto de caracterizar las cubetas y así relacionar cambios en el régimen hídrico con el volumen embalsado.

3. RESULTADOS FINALES

Resultados finales de estos proyectos se indican a continuación.

3.1 Proyecto 1: Fiscalización Ambiental: Caracterización Hidrogeoquímica de Aguas Subterráneas (Acuífero Sector Punitaqui)

Se terminó el estudio de la geología del sector de interés, y se desarrollaron dos campañas de terreno para recolección de datos de calidad del agua superficial y subterránea.

Se anexa un informe (ANEXO A) que contiene la descripción geológica del sitio en estudio.

3.2 Proyecto 2: Asesoría Técnica en la Determinación de Parámetros Críticos: Operación de un Modelo Físico de Aguas Subterráneas

Se ha cumplido a cabalidad con todos los objetivos planteados:

- La implementación de un modelo físico adquirido en el extranjero ha permitido aumentar el conocimiento sobre este tipo de herramientas.
- La creación de un modelo conceptual y la modelación numérica han entregado los datos necesarios para llevar a cabo la modelación física, permitiendo dilucidar cuál es la configuración apropiada para mostrar de manera clara y precisa las variaciones del nivel freático producto de los cambios en el régimen de escurrimiento, los mecanismos básicos del transporte de solutos en medios porosos y la superposición de los efectos de bombeo.

En el ANEXO B se incluye un informe final de esta actividad

3.3 Proyecto 3: Realización de Estudios Tendientes a Evaluar y Definir Redes de Control de Impactos: Estudiar la Vulnerabilidad de un Sistema Humedal Frente a Cambios en el Régimen Hidrológico y Meteorológico

Se desarrollaron diversas actividades de terreno, las que se describen de manera resumida en el ANEXO C.

ANEXO A

PROYECTO 1

FISCALIZACIÓN AMBIENTAL: CARACTERIZACIÓN HIDROGEOQUÍMICA DE AGUAS SUBTERRÁNEAS (ACUÍFERO SECTOR PUNITAQUI)



GOBIERNO DE CHILE
MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS
DIRECCIÓN GENERAL DE AGUAS



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS
DEPARTAMENTO DE GEOLOGÍA

HIDROGEOQUÍMICA DE AGUAS SUBTERRÁNEAS EN LA CUENCA DEL ESTERO PUNITAQUI, IV REGIÓN

INFORME FINAL

S.I.T. N° 193

SANTIAGO, NOVIEMBRE 2009

ANEXO A
HIDROGEOQUÍMICA DE AGUAS SUBTERRÁNEAS EN LA CUENCA DEL ESTERO
PUNITAQUI, IV REGIÓN

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Problemática.....	1
1.2 Objetivos.....	1
1.2.1 Objetivo General	1
1.2.2 Objetivos Específicos.....	2
1.3 Hipótesis de trabajo.....	2
1.4 Metodología de trabajo	2
1.5 Limitaciones y Alcances.....	3
2. ANTECEDENTES	4
2.1 Ubicación y Accesos	4
2.2 Antecedentes Generales.....	4
2.3 Antecedentes de Trabajos Previos.....	6
2.4 Antecedentes Geográficos y Climáticos	7
3. GEOLOGÍA DEL ÁREA DE ESTUDIO	9
3.1 Rocas Estratificadas.....	9
3.1.1 Estratos de Tamaya (Thomas, 1967)	9
3.1.2 Estratos del Reloj (Thomas, 1967)	9
3.1.3 Formación Arqueros (Aguirre y Egert, 1965).....	10
3.1.4 Formación Limarí (Gana, 1991).....	11
3.1.5 Depósitos No Consolidados.....	11
3.2 Rocas Intrusivas.....	14
3.2.1 Batolito Illapel (Rivano et al, 1985)	14
3.3 Estructuras	15
3.3.1 Fallas	15
3.4 Mineralización.....	16
4. MARCO TEÓRICO PARA EL ESTUDIO DE AGUAS SUBTERRÁNEAS	18
4.1 Origen y Efectos de las Sustancias Disueltas en el Agua	18
4.1.1 Cationes	19

4.1.2	Aniones.....	20
4.1.3	Parámetros Físico-Químicos	21
4.2	Influencia Geológica en las Aguas.....	23
4.3	Evolución Geoquímica de las Aguas Subterráneas	24
5.	METODOLOGÍA DE ESTUDIO DE AGUAS SUBTERRÁNEAS	26
5.1	Metodología de Terreno	26
5.2	Metodología de Laboratorio	29
5.3	Metodología de Análisis de Resultados.....	31
6.	ANÁLISIS DE RESULTADOS.....	33
6.1	Validación de Resultados.....	34
6.2	Química de Aguas.....	35
6.2.1	Tipo de Aguas	35
6.2.2	Diagramas de Correlación	39
6.2.3	Caracterización Físico-Química de las Aguas.....	40
6.2.3.1	pH	40
6.2.3.2	Conductividad Eléctrica.....	40
6.2.3.3	Oxígeno Disuelto.....	40
6.2.4	Elementos Traza o Metales Disueltos	45
6.3	Comparación con las normas de agua chilenas	46
6.3.1	Norma NCh. 409 /Of. 84 de Calidad de Agua Potable.....	47
6.3.2	Norma NCh. 1333 /Of. 78 para Riego	48
7.	DISCUSIONES.....	50
7.1	Evolución de las Aguas y Detección de Anomalías	50
7.2	Diagramas de Correlación	51
7.3	Origen y Causas de Anomalías en las Aguas	52
7.4	Análisis de pH y Oxígeno Disuelto.....	53
7.5	Elementos Traza o Metales Disueltos	55
7.6	Elementos sobre las Normas de Aguas Chilenas	55
8.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	56
8.1	Conclusiones	56
8.2	Recomendaciones.....	57
9.	REFERENCIAS.....	59

APÉNDICES.....	62
APÉNDICE 1	63
APÉNDICE 2	66
APÉNDICE 3	81
A3.1 Comparación Norma Agua Potable NCh 409	81
A3.2 Comparación Norma Riego NCh 1333.....	89

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1. Mapa rutero de ubicación y acceso al pueblo de Punitaqui.....	4
Figura 2.2. Mapa topográfico de Punitaqui.	8
Figura 3.1. Mapa Geológico del área de estudio. Modificado de Thomas (1967) y Gana (1991).	12
Figura 3.2. Andesitas ocoíticas, Estratos del Reloj.	13
Figura 3.3. Andesitas ocoíticas, con Clorita como mineral de alteración. Estratos del Reloj.	13
Figura 3.4. Tonalita de Anfíbola, Batolito Illapel.	14
Figura 3.5. Falla menor, perteneciente a la Zona de Falla Los Mantos.	16
Figura 3.6. Limonitas en zona de falla asociada al yacimiento El Delirio.	17
Figura 4.1. Modelo de circulación de aguas subterráneas, tomado de Custodio y Llamas (1976).	25
Figura 5.1. Mapa de distribución y ubicación de pozos y norias muestreadas.....	28
Figura 6.1. Diagrama general de Piper (1944) para la zona estudiada.	37
Figura 6.2. Diagrama de Stiff (1951) para la zona estudiada.....	38
Figura 6.3. Diagrama (Na +Cl) vs TDS.	39
Figura 6.4. Diagrama (SO ₄) vs TDS.....	39
Figura 6.5. Mapa de distribución de pH para el área estudiada.....	42
Figura 6.6. Mapa de distribución de CE para el área estudiada.	43
Figura 6.7. Mapa de distribución de OD para el área estudiada.....	44
Figura 7.1. Dirección general de flujos subterráneos.	50
Figura 7.2. Diagrama de Schoeller para la zona de estudio.	51
Figura 7.3. Diagrama de Piper zonado según el origen de los contaminantes.	53

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 4.1. Origen de las principales sustancias disueltas en el agua subterránea (Custodio y Llamas, 1976).....	21
Tabla 5.1. Elementos y compuestos a analizar en cada pozo o noria.	27
Tabla 5.2. Procedimientos para la preservación de cada muestra, Standard Methods for Examination of Water and Wastewater 21 st Edition 2005.	29
Tabla 5.3. Límites de detección inferior del Laboratorio Ambiental DGA.	31
Tabla 6.1. Concentraciones de los elementos mayores en las aguas muestreadas.	34
Tabla 6.2. Balance iónico para todas las muestras.	35
Tabla 6.3. Elementos traza con muestras sobre el límite de detección (en negrita).	45
Tabla 6.4. Normas chilenas para agua potable y para riego.	46
Tabla 6.5. Parámetros del pozo N° 6 que sobrepasan los valores indicados por la norma NCh 409.	47
Tabla 6.6. Parámetros del pozo N° 7 que sobrepasan los valores indicados por la norma NCh 409.	48
Tabla 6.7. Pozos con pH superior o en el límite establecido por la norma NCh 409.	48
Tabla 6.8. Parámetros del pozo N° 17 que sobrepasan los valores indicados por la norma NCh 409.	49
Tabla 6.9. Pozos con valores de SO ₄ superior al establecido por la norma NCh 409.	49

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Problemática

El pueblo de Punitaqui, capital comunal de la homónima, fue fundado en 1810 con una clara vocación minera. En el lugar se extraía originalmente oro y mercurio, y actualmente cobre y oro. La principal actividad minera de la zona corresponde a las faenas de la Compañía Minera Los Mantos de Punitaqui SCM, y en segundo término, actividades agrícolas distribuidas en todo el valle. Ambas actividades coexisten dentro del mismo valle, y por lo tanto, se abastecen de aguas del mismo origen.

Actualmente la localidad de Punitaqui ha sido priorizada como sitio contaminado por presencia de mercurio en el listado de sitios contaminados de CONAMA, y también es parte de un proyecto denominado “Conservación del Agua en Comunidades Rurales” de la Universidad de la Serena. En el contexto de desarrollo de dicho proyecto, la Dirección General de Aguas (DGA), organismo estatal que tiene como responsabilidad, entre otras cosas, el monitoreo de calidad de aguas y el brindar recomendaciones para un adecuado aprovechamiento de los recursos hídricos, fue notificada sobre la preocupación en el mundo rural de la localidad de Punitaqui por problemas en la calidad de las aguas subterráneas.

Con la finalidad de comprobar si efectivamente existe un problema de contaminación por sustancias químicas en las aguas subterráneas de la cuenca del Estero Punitaqui y cuantificar la gravedad de éste, determinando sus posibles fuentes y proponiendo posibles soluciones técnicas a dicho problema, es que se realiza este estudio de caracterización hidrogeoquímica de aguas subterráneas en dicha cuenca, el que se realiza con el apoyo técnico y financiero de la DGA.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo General

Determinar los posibles contaminantes químicos y su origen en las aguas subterráneas de la cuenca del Estero Punitaqui, IV Región.

1.2.2 Objetivos Específicos

1. Caracterizar la hidrogeoquímica de las aguas subterráneas en la cuenca del Estero Punitaqui.
2. Elaborar un mapa de distribución de calidad de aguas subterráneas en una base geológica actualizada a escala 1:50.000 de la cuenca del Estero Punitaqui.

1.3 Hipótesis de trabajo

Dado que desde tiempos coloniales la principal actividad de la zona ha sido la minera, se esperaría que la fuente principal de anomalías hidrogeoquímicas la constituya la presencia de botaderos de estériles y tranques de relave existentes en la cuenca del Estero Punitaqui, *aguas arriba* del pueblo homónimo. Sin embargo, no es descartable la presencia de contaminación natural, dada la presencia de importantes yacimientos en la zona.

1.4 Metodología de trabajo

- Referente al Objetivo Específico 1.

- Realizar un muestreo geoquímico sistemático de norias o pozos accesibles en la cuenca del Estero Punitaqui.
- Analizar geoquímicamente las muestras de agua, mediante espectrometría y volumetría ácido-base, considerando los siguientes parámetros: temperatura, pH, oxígeno disuelto, sólidos totales disueltos, cationes mayores (Na, K, Ca, Mg), aniones mayores (Cl, SO₄, HCO₃), y elementos traza.

- Referente al Objetivo Específico 2.

- Realizar un mapeo geológico a escala 1: 50.000, definiendo las unidades litológicas aflorantes, su disposición espacial, y las estructuras (estratificación y fallas) de la zona, actualizando la información geológica existente.
- Recopilar información hidrológica/hidrogeológica de la cuenca del Estero Punitaqui.

1.5 Limitaciones y Alcances

Debido a los escasos antecedentes hidroquímicos existentes sobre las aguas subterráneas, este trabajo pretende ser un estudio piloto o una línea base para próximos trabajos sobre el tema que se hagan en la zona. Asimismo, la falta de estudios hidrogeológicos de la zona impide la creación de un modelo hidrogeológico, limitando este estudio sólo a un modelo estático y no a uno dinámico.

Como el objetivo de este trabajo es detectar la presencia de contaminantes de origen químico, no se tendrá conocimiento acerca de otros posibles contaminantes presentes en el agua, como aquellos de origen biológico, radioactivos, de turbiedad, naturales, entre otros, que resultan relevantes a la hora de evaluar la aptitud del agua para consumo humano y su uso en riego.

Con respecto al muestreo en sí, como los pozos y norias utilizadas son de propiedad privada y dada la imposibilidad de crear nuevos pozos, la distribución y cantidad no necesariamente corresponden a los óptimos requeridos para un estudio de calidad de aguas. Además, por este motivo tampoco se pudo completar el muestreo según el protocolo establecido por la DGA, que incluye el purgar el pozo tres veces antes de muestreo, lo que podría llevar a un resultado que no refleje totalmente las características físico químicas del agua subterránea en un cierto punto. Sin embargo, igualmente se usaron métodos de preservación que fueron aplicados a cada muestra.

2. ANTECEDENTES

2.1 Ubicación y Accesos

La comuna de Punitaqui pertenece a la provincia del Limarí, Región de Coquimbo. Se ubica en los 30° 50'S y 71°15'W, a 30 km al sur de Ovalle aproximadamente (Fig. 2.1). Se accede tomando la ruta pavimentada que une al pueblo de Punitaqui con la ciudad de Ovalle.

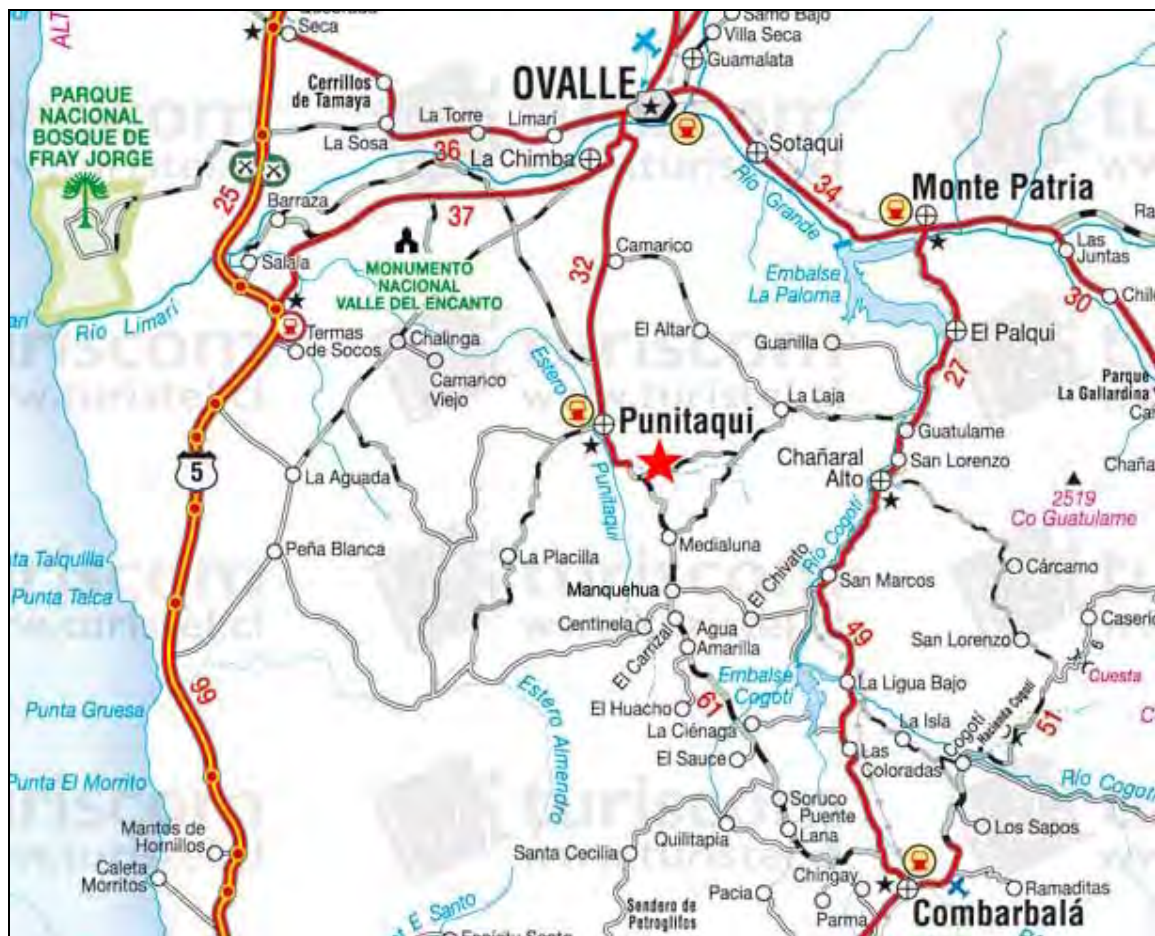


Figura 2.1. Mapa rutero de ubicación y acceso al pueblo de Punitaqui.

2.2 Antecedentes Generales

La comuna de Punitaqui tiene 3 formas básicas de abastecimiento de agua para consumo humano:

- Norias particulares (5 - 15 metros de profundidad)
- 5 Sistemas de Agua Potable Rural (APR)
- Sistema de agua potable concesionado a la de la empresa de servicios sanitarios Aguas del Valle (posee 3 pozos de 8-15 metros de profundidad, más un dren donde se recogen aguas excedentes del sistema de canales asociados al Embalse La Paloma y además compra agua a un sistema APR).

Todas las formas de abastecimiento de agua mencionadas tienen su origen en las aguas subterráneas de la cuenca, por lo tanto, se hace imperiosa la necesidad de saber sobre la calidad de dicha agua.

La metodología a utilizar será muestrear la mayor cantidad de los pozos o norias existentes en la zona y analizar, mediante espectrometría y volumetría ácido-base, cationes y aniones mayores, elementos traza, sólidos totales disueltos, oxígeno disuelto, temperatura y pH. Se obtendrá así un mapa de distribución de calidad de aguas del acuífero freático o subsuperficial homogéneo reconocido en la zona (Ingeniería y Geología Dos Ltda., 1995), sobre un mapa geológico a escala 1:50.000, actualizado a partir de la Carta Geológica de la zona (Thomas, 1967). Además, basado en observaciones de terreno y en la actividad minera de la localidad, especial énfasis se hará en la presencia de botaderos y relaves dentro de la cuenca, *aguas arriba* del pueblo de Punitaqui. A estos últimos se les realizará un muestreo geoquímico *aguas arriba* y *aguas abajo*, con el fin de verificar si se trata de una fuente principal de contaminantes de la cuenca.

Durante el transcurso de este trabajo se tomó conocimiento de la existencia de tres nuevos pozos hechos por la Compañía Minera Punitaqui SCM, los cuales no se encontraban debidamente registrados en la DGA, por lo que rápidamente fueron clausurados. Además, se esperaba contar con los datos de estudios ambientales periódicos con que debe cumplir la minera. Sin embargo estos estudios son inexistentes, por lo que actualmente la Compañía Minera Punitaqui SCM se encuentra en proceso de sanción por parte de la Comisión Nacional de Medio Ambiente, CONAMA.

2.3 Antecedentes de Trabajos Previos

Estudios ambientales previos en la localidad de Punitaqui, cuyos objetivos son evaluar el grado de contaminación atmosférica y de suelos, entregan valiosos datos sobre la composición química de suelos, sedimentos y aguas superficiales, además de cuantificar la cantidad de Hg presente en la atmósfera de Punitaqui y alrededores. Estos trabajos son:

- Higuera et al (2004): Environmental assessment of copper-gold-mercury mining in the Andacollo and Punitaqui districts, northern Chile.
- Higuera et al (2005): Atmospheric mercury data for the Coquimbo region, Chile: influence of mineral deposits and metal recovery practices.

Datos geoquímicos en dichos estudios hablan de altas concentraciones de Cu y Hg en suelos y sedimentos del Estero Punitaqui, mientras que las aguas superficiales se encuentran libres de contaminación. Esta contaminación de suelos y sedimentos sugieren una dispersión limitada aguas abajo de la mina Los Mantos, y las altas cantidades de mercurio son probablemente introducidas por la actividad minera (Higuera et al, 2004).

Por otro lado, los datos atmosféricos hablan de altas y anómalas concentraciones de Hg sobre las zonas de actividad minera pero que se reducen rápidamente al alejarse de éstas, llegando a valores normales en áreas agrícolas (Higuera et al, 2005).

Se cuenta también con un estudio hidrogeológico básico de Punitaqui:

- Ingeniería y Geología Dos Ltda. (1995): Hidrogeología preliminar de la cuenca del Estero Punitaqui.

Este último reconoce la presencia de un acuífero superficial, y determina su capacidad de explotación, realizando básicamente un balance hídrico de la cuenca.

Todos los estudios mencionados aportan antecedentes químicos de suelos, sedimentos y atmósfera, aparte de brindar información hidrogeológica básica. Lamentablemente, no se cuenta con antecedentes hidroquímicos de las aguas subterráneas en la cuenca del Estero Punitaqui.

2.4 Antecedentes Geográficos y Climáticos

La comuna de Punitaqui se ubica al norte de Chile, en la IV Región de Coquimbo. Geográficamente se localiza en la Cordillera de la Costa, en una zona de relieve moderado, donde los altos topográficos alcanzan entre 900 y 1000 msnm de altura en su parte oriental, mientras que en su parte occidental alcanzan los 700 y 800 msnm de elevación. Su cerro más alto corresponde al Cerro Punitaqui, ubicado al SW del centro de Punitaqui.

La zona se constituye de un valle principal asociado al Estero Punitaqui, de altura entre 230 y 300 msnm, que corre de norte a sur, rodeado de cerros al oriente y poniente. Entre éstos hay numerosas quebradas de dirección E-W, cuyas escorrentías superficiales confluyen en el Estero Punitaqui. De éstas, las más importantes, y que serán muestreadas en este estudio, son las quebradas Los Mantos y El Pozo (Fig. 2.2).

La región de Coquimbo se ubica en una región cordillerana, interrumpido por valles que corren de E a W (zona de valles transversales). Su clima está fuertemente dominado por la acción del anticiclón del Pacífico, y corresponde a un clima transicional entre el Desierto de Atacama y la zona central de Chile, por lo que se le considera como semiárido. Sus temperaturas promedio son 14°C en la costa, subiendo a 16°C hacia el continente. Las precipitaciones en general son escasas, siendo su promedio entre 126 y 131 mm/año (Higueras et al., 2004), con fuertes variaciones anuales inducidas por la acción de los vientos desde el W, que se correlacionan con los años donde actúa el fenómeno del Niño (Veit, 1996).

Dadas las escasas precipitaciones y el clima semiárido, el recurso hídrico se hace cada vez más importante dentro de la comunidad, y por tanto es imprescindible tener estudios que avalen la calidad de éste, para asegurar su consumo óptimo y seguro.

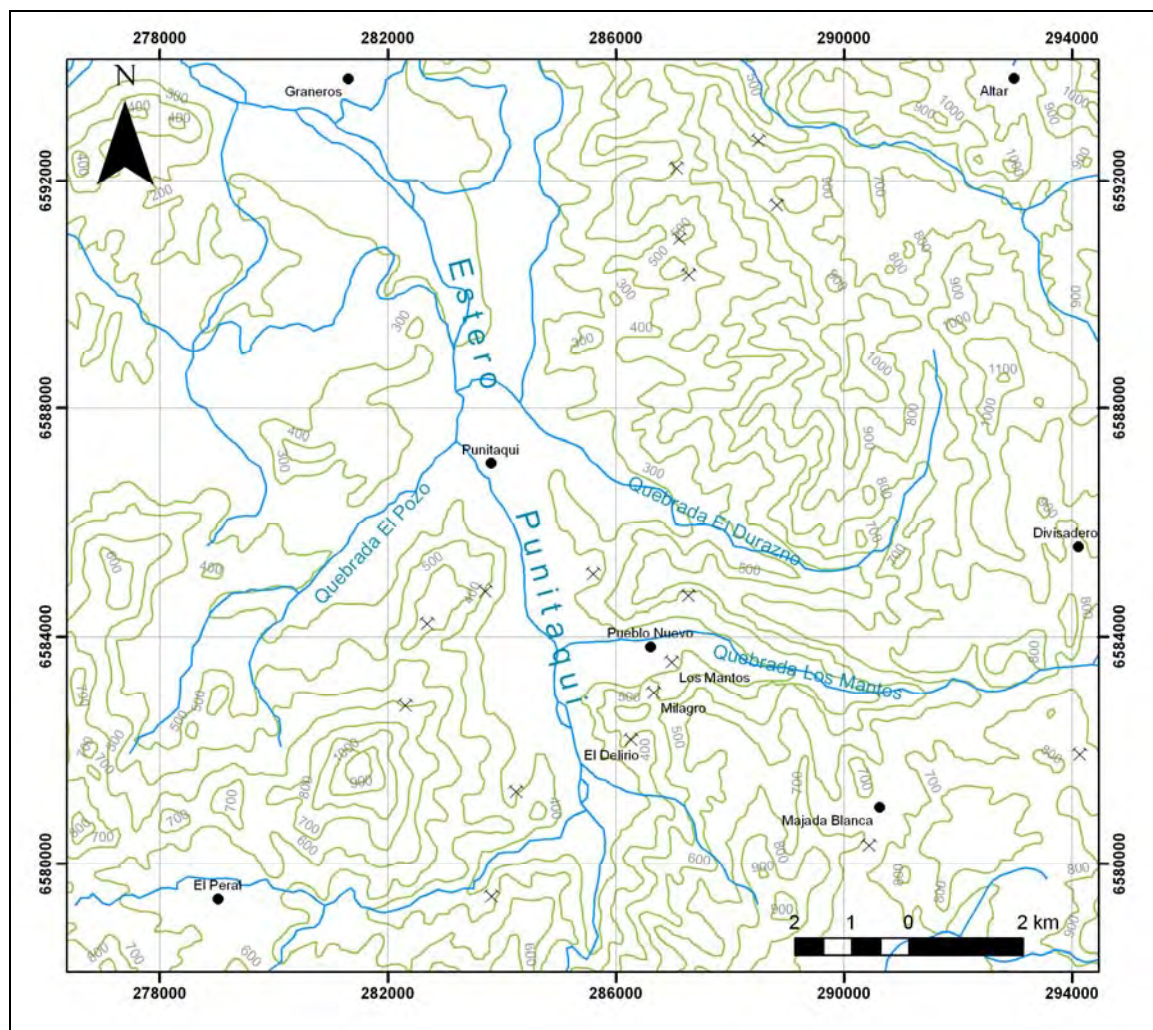


Figura 2.2. Mapa topográfico de Punitaqui.

3. GEOLOGÍA DEL ÁREA DE ESTUDIO

3.1 Rocas Estratificadas

En la zona estudiada se aprecian rocas volcánicas con pequeñas intercalaciones sedimentarias de los llamados Estratos de Tamaya y Estratos del Reloj, y rocas volcánicas de la Formación Arqueros (Fig. 3.1). Al conjunto de unidades nombradas, Thomas (1967) le asigna el nombre de Grupo Ovalle, con una edad Valanginiano – Barremiano (Neocomiano). También se reconocen rocas sedimentarias semiconsolidadas de la Formación Limarí, de edad Plioceno – Pleistoceno, y el relleno cuaternario en el valle principal y quebradas aledañas (Fig. 3.1).

3.1.1 Estratos de Tamaya (Thomas, 1967)

Conjunto de rocas volcánicas andesíticas que se distribuyen en la zona centro-occidental del área de estudio, en una franja N-S de aproximadamente 5 km. de largo y 1 km de ancho, constituyendo un “roof pendant” sobre plutones y sills de edad Cretácico Inferior tardío (Fig. 3.1).

Consiste principalmente en rocas volcánicas andesíticas ocoíticas, con cristales de plagioclasa de tamaño entre 0.5 y 2 cm de largo. Más al norte de la zona de estudio, Thomas (1967) y Gana (1991) las describen como rocas andesitas porfíricas, brechas y tobas riolíticas, con intercalaciones de areniscas rojas, brechas y conglomerados del mismo color, además de visibles intercalaciones de rocas volcánicas traquíticas y riolíticas de color gris claro anaranjado o blanco que constituyen capas guías características.

Los Estratos de Tamaya constituyen estratigráficamente la parte más baja de la zona de estudio, subyaciendo a los Estratos del Reloj, de probable edad Valanginiana. Por este motivo, y dado que no se han encontrado restos fósiles que permitan determinar su edad, se le asigna una edad Valanginiana o más antigua (Thomas, 1967).

3.1.2 Estratos del Reloj (Thomas, 1967)

Conjunto de rocas volcánicas andesíticas, en ocasiones ocoíticas, que se distribuyen en una franja alargada en dirección NE-SW, abarcando prácticamente todo el largo de la zona

estudiada (Fig. 3.1). Presentan un ancho máximo de 9 a 10 km al SW del pueblo de Punitaqui, con un ancho promedio de 4 km. Alcanzan una potencia máxima de 500 m al centro del área de estudio.

Consiste en lavas andesíticas y andesitas porfíricas ocoíticas, con escasas intercalaciones de rocas calcáreas hacia el techo de la secuencia, de pocos metros de espesor (Fig. 3.2). Sin embargo, inmediatamente al norte del área de estudio, en la localidad de El Reloj se identificaron, intercalados entre la secuencia de lavas, varios paquetes de calizas fosilíferas de espesor cercano a los 30 m cada uno, además de intercalaciones de areniscas rojas (Thomas, 1967; Gana, 1991). Los estratos poseen rumbo general N-NW y manteo suave al E al oriente del Estero Punitaqui, y 50°W al occidente de éste (Fig. 3.1).

La base de estos estratos no es posible observarla, ya que la unidad completa aflora entre medio de plutones y sills del Cretácico Inferior tardío. El techo corresponde a la actual superficie de erosión. Hacia el oriente, los estratos se encuentran truncados por una zona de cizalle NNE, que los pone en contacto con un plutón granodiorítico. Debido a la gran cantidad de plutones que intruyen a la unidad, parte de ésta se encuentra afectada por metamorfismo de contacto, con clorita como principal mineral de alteración (Fig. 3.3). Cabe destacar también que, en ciertas zonas del contacto con el plutón granodiorítico, las andesitas presentan una masa fundamental cloritizada y blanqueada, y los fenocristales albitizados de plagioclasa presentan un color negro y fuerte magnetismo debido a la presencia de pequeñas inclusiones de magnetita (Oyarzún et al., 2001). Las escasas rocas calcáreas encontradas también se han observado en parte granatizadas cercano a la zona de cizalle (Oyarzún et al., 2001). Basado en su contenido faunístico, Corvalán (1966) determinó una edad Valanginiana para los Estratos del Reloj.

Las rocas que conforman esta unidad son parte de una extensa provincia volcánica con características geoquímicas tipo MORB, y que han sido interpretadas como el resultado de efusiones generadas en una cuenca ensiálica donde se desarrollaron fenómenos de rifting propios de una evolución abortada hacia una cuenca de tipo marginal (Levi et al., 1987).

3.1.3 Formación Arqueros (Aguirre y Egert, 1965)

Afloramientos de limitada extensión de rocas volcánicas y escasas rocas sedimentarias ubicadas en el extremo oriental de la zona de estudio, al E del poblado de Las Cruces,

abarcando una zona de aproximadamente 2 km de largo y 1 km de ancho (Fig. 3.1). Estas rocas se encuentran intruidas por plutones del Cretácico Inferior tardío, correspondiendo a un “roof pendant”.

Consiste en lavas andesíticas porfíricas con escasas intercalaciones de areniscas rojas. Su base no es posible observarla y su techo constituye la actual superficie de erosión. Thomas (1967) le asigna una edad Hauteriviano – Barremiano.

3.1.4 Formación Limarí (Gana, 1991)

Sedimentos semiconsolidados que se distribuyen en la zona noroccidental del área de estudio, abarcando un área aproximada de 25 km² (Fig. 3.1). Se disponen horizontalmente sobre el Batolito Illapel, y el techo corresponde a la actual superficie de erosión. Hacia el centro del área de estudio subyacen a los depósitos no consolidados del Estero Punitaqui. Corresponden a gravas, arenas, limos y arcillas parcialmente consolidados, de origen aluvial y fluvial. Gana (1991) le atribuye una edad Pleistoceno – Plioceno.

3.1.5 Depósitos No Consolidados

Los sedimentos no consolidados recientes se distribuyen principalmente en el valle central y en las quebradas aledañas. Hacia la parte norte de la zona de estudio, la llanura de inundación de este valle principal alcanza un ancho cercano a los 3.5 Km, aunque su ancho promedio es de 1 a 2 Km en la zona media del área de estudio (Fig. 3.1).

Consisten en gravas y gravas arenosas, uniformemente distribuidas en la actual llanura de inundación del Estero Punitaqui. Hacia el borde de las zonas topográficamente altas y en quebradas presentan clastos de mayor tamaño y más angulosos que en el centro del valle principal, siendo los clastos redondeados a subangulosos en el centro de éste. Gran parte del valle presenta una cobertura de suelo muy bien desarrollada. Genéticamente, la unidad se vincula a procesos de transporte y erosión actuales, de origen fluvial y aluvial.

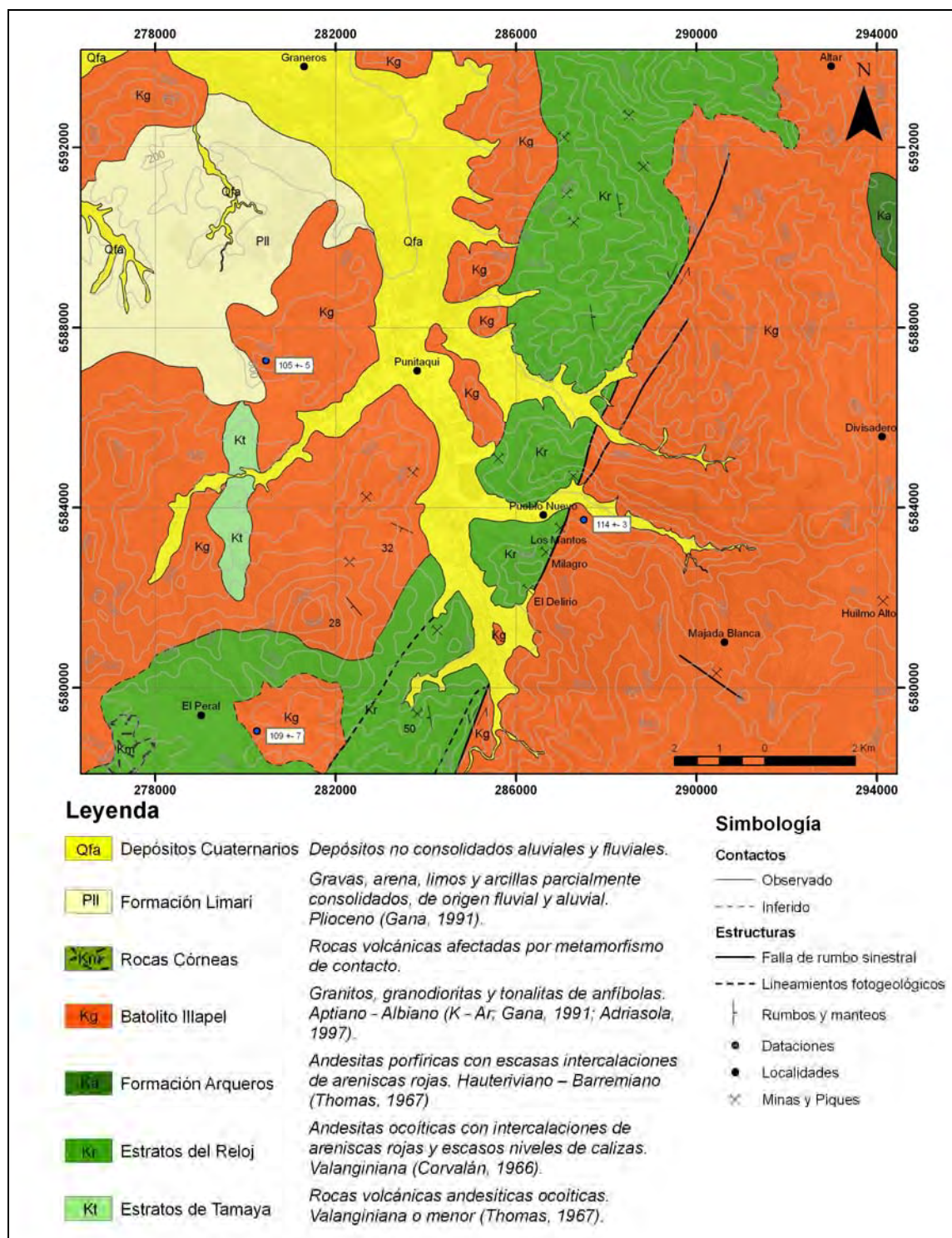


Figura 3.1. Mapa Geológico del área de estudio. Modificado de Thomas (1967) y Gana (1991).



Figura 3.2. Andesitas ocoíticas, Estratos del Reloj.



Figura 3.3. Andesitas ocoíticas, con Clorita como mineral de alteración. Estratos del Reloj.

3.2 Rocas Intrusivas

3.2.1 Batolito Illapel (Rivano et al, 1985)

Rocas granitoides que se distribuyen prácticamente en toda la zona estudiada, siendo el tipo de roca predominante en ésta (Fig. 3.1). Abarcan un área de aproximadamente 180 km² e intruyen a rocas del Cretácico Inferior (Neocomiano).

Consisten en granodioritas a tonalitas de anfíbola y biotita, monzogranitos de biotita, y monzodioritas a dioritas de anfíbola, de grano medio a grueso (Fig. 3.4). Su disposición generalmente es masiva, salvo al SW del pueblo de Punitaqui, donde su disposición es en forma de sills, con rumbo al NW y manteo aproximado de 30° al SW.

Dataciones K – Ar en roca total indican edades de 105 +- 5 Ma y 109 +- 7 Ma (Aptiano – Albiano; Gana, 1991) en plutones ubicados al W del área de estudio. Dataciones K – Ar de Adriasola (1997) indican una edad de 114 +- 3 Ma (Aptiano) en el plutón oriental de la zona estudiada.

La intrusión de estos plutones y sills observa desarrollo de rocas córneas en los Estratos del Reloj producto de metamorfismo de contacto.



Figura 3.4. Tonalita de Anfíbola, Batolito Illapel.

3.3 Estructuras

Las estructuras existentes en la zona de estudio (región de valle central) se asocian a una cuenca extensional de trasarco desarrollada durante el Cretácico e invertida por lo menos a partir del Eoceno (Mpodozis et al., 1988; Pineda, 1996).

3.3.1 Fallas

En el área de estudio predominan fallas oblicuas de orientación N-NE y NE, y fallas de menor escala de orientación N-S (Figs. 3.1 y 3.5). Las fallas afectan a las unidades del Grupo Ovalle y a los plutones Cretácicos.

La falla más importante del área es la zona de falla Los Mantos (Adriasola, 1997), cuya falla principal, de rumbo NNE y manteo 70°W, atraviesa prácticamente la totalidad del área de estudio (16 km de longitud aproximadamente). La falla pone en contacto a los Estratos del Reloj en el W, de edad Neocomiana, con el Batolito Illapel al E, de edad Aptiano – Albiano (Fig. 3.1).

Al sur de la zona de estudio se reconocen lineamientos fotogeológicos paralelos a la falla Los Mantos, y se cree que pertenecen a la misma zona de falla. Adriasola (1997) reconoce a la altura de los yacimientos El Delirio, Milagro y Los Mantos, y asociada a la falla principal NNE, fallas de menor escala de orientación N-S y de extensión inferior a 2 km al W de la falla Los Mantos, y arreglos de fracturas y vetas de orientación principal NW, formando un patrón en echelon.

Según Pavicic (1998), la zona de cizalle está definida por una faja de deformación dúctil, intensamente foliada, de carácter milonítico, y que afecta principalmente a las rocas estratificadas. A esta deformación se le sobreimpone otra frágil (brittle-on-ductile), con desarrollo de brechas de trituración, las que presentan clastos calcáreos, andesíticos, miloníticos y fragmentos de filones. A las estructuras extensionales desarrolladas durante la etapa de deformación frágil se atribuyen los espacios que permitieron el emplazamiento de los cuerpos filonianos que componen parte de los yacimientos existentes en la zona de falla. Evidencias cinemáticas encontradas por Adriasola (1997), permiten definir un carácter sinistral a la zona de falla.



Figura 3.5. Falla menor, perteneciente a la Zona de Falla Los Mantos.

3.4 Mineralización

El origen de yacimientos de Au – Cu – Hg se ha asociado genéticamente con la intrusión de los plutones y sills del Batolito Illapel (Oyarzún et al, 2001). Estos yacimientos se han explotado desde tiempos coloniales, con el nombre de distrito minero Los Mantos de Punitaqui, que incluye a tres yacimientos principales: Los Mantos, Milagro y El Delirio (Fig. 3.1).

La mineralización de Au – Cu del distrito está íntegramente relacionado a la zona de cizalle descrita anteriormente, y se aloja en cuerpos de brecha y vetas o filones (Adriasola, 1997), mientras que el Hg se asocia principalmente a vetas (Oyarzún et al., 2001).

El yacimiento consta de sulfuros como pirita, calcopirita, bornita, calcosina, covelina, cinabrio y rejalgar, además de óxidos como especularita, magnetita, malaquita, azurita y limonitas (Fig. 3.6). Adriasola (1997) además de los minerales ya mencionados, reconoció cuprita, cobre nativo y amiolita como óxidos y tetraedrita mercurial como sulfuros.

La paragénesis del yacimiento comienza con un primer pulso con magnetita, cuarzo, calcita, pirita y tetraedrita. El segundo pulso incluye hematites, calcopirita, bornita, oro nativo y

cinabrio. Finalmente, con los procesos supérgenos se forma calcosina, covelina, cuprita y cobre nativo (Adriasola, 1997).

Los contenidos medios de Au son de 3-10 g/t, los de Hg son de 0,4% en Los Mantos, y los de Cu son de 0,5 a 1,5% en Los Mantos y Milagro, y de 2-3% en El Delirio. El distrito en general tiene bajos contenidos de Ag (< 10 g/t), y muy bajos de Pb y Zn, incluso en comparación con los contenidos normales de las rocas (Oyarzún et al., 2001).

La edad de la mineralización está acotada inferiormente al Cretácico Superior (post-Albiano), por la presencia de fragmentos de rocas intrusivas Albianas incluidas en las brechas mineralizadas y en vetas emplazadas en las rocas de caja (Adriasola, 1997).



Figura 3.6. Limonitas en zona de falla asociada al yacimiento El Delirio.

4. MARCO TEÓRICO PARA EL ESTUDIO DE AGUAS SUBTERRÁNEAS

A continuación se presenta un marco teórico básico acerca de la composición química y comportamiento que hipotéticamente se espera que posea el agua subterránea, dependiendo de factores como el tipo de roca con que interactúe, el tiempo de dicha interacción, la composición química inicial del agua infiltrada, presencia de fuentes contaminantes, entre otros parámetros.

El marco teórico que se presenta está conformado por tres subtemas principales:

- Origen y efectos de las sustancias disueltas en el agua.
- Influencia geológica en las aguas subterráneas.
- Evolución geoquímica de las aguas subterráneas.

4.1 Origen y Efectos de las Sustancias Disueltas en el Agua

Los principales componentes químicos que teóricamente se encontrarán en cualquier muestra de agua subterránea incluyen a los cationes Ca, Mg, Na y K, y a los aniones Cl, SO₄ y HCO₃. A menudo el nitrato (NO₃) se considera dentro de este grupo de iones principales, y se incluirá en la descripción de los aniones.

El resto de iones y sustancias disueltas se encuentran por lo general en cantidades notablemente menores que el grupo ya expuesto, y se les denomina iones menores o elementos traza, y conforman menos del 1% del total de componentes en el agua, por lo que no son descritos en particular en este marco, el cual está basado en Custodio y Llamas (1976). La Tabla 4.1 resume el origen que podría tener cada sustancia descrita a continuación.

Además, se describen los principales parámetros físico-químicos propios de las aguas, como la conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y pH.

4.1.1 Cationes

- **Sodio (Na^+)**

Posee alta solubilidad y es difícil de precipitar. Suele ir asociado al ion Cl , aunque no siempre sucede así. Se puede encontrar en concentraciones de varios miles de ppm, pero para aguas dulces no suele superar los 150 ppm. Aguas con elevadas concentraciones de sodio son perjudiciales a las plantas, y son especialmente nocivas si las concentraciones de Ca y Mg son bajas.

- **Potasio (K^+)**

Posee alta solubilidad y es difícil de precipitar. Es absorbido de forma muy poco reversible por las arcillas en formación (illita y montmorillonita), pasando a ser parte de su estructura. Por esto se encuentra en mucho menores cantidades que el Na en las aguas, llegando hasta los 10 ppm de concentración en agua dulce (eventualmente se puede encontrar hasta cientos de ppm). Es un elemento vital para las plantas y no presenta problemas especiales a sus concentraciones habituales.

- **Calcio (Ca^{++})**

Es de moderadamente a muy soluble, y muy fácil de precipitar como CaCO_3 . Su química va muy asociada a la de los iones HCO_3 y CO_3 en muchas aguas naturales, pudiéndose precipitar y disolver con facilidad en respuesta a cambios de pH o de presión parcial de CO_2 . Eventualmente se puede encontrar en concentraciones de entre 10 y 250 ppm en aguas dulces. Es un indicador directo de la dureza de las aguas.

- **Magnesio (Mg^{++})**

Posee propiedades similares al Ca , pero es más soluble y más difícil de precipitar. Se puede encontrar en concentraciones que van desde 1 ppm hasta los 100 ppm en aguas dulces, pudiendo llegar a veces a algunos miles de ppm en salmueras o aguas salinas. En cuanto a su nocividad, posee propiedades laxantes y da sabor amargo al agua de bebida si hay algunos centenares de ppm. Contribuye además a la dureza del agua.

4.1.2 Aniones

- **Cloruro (Cl^-)**

En general es muy soluble, muy estable en disolución y difícilmente precipitable. No se oxida ni reduce en aguas naturales. Generalmente va asociado al Na, en especial en aguas muy salinas. Su concentración varía entre los 10 y 250 ppm en aguas dulces, y de varios miles de ppm en aguas salinas. Más de 300 ppm le dan un sabor salado al agua, pero no es perjudicial por lo menos hasta unos miles de ppm. Es esencial para la vida, y en contenidos elevados es perjudicial para las plantas y le dan corrosividad al agua.

- **Sulfato (SO_4^{2-})**

Sales moderadamente a muy solubles, excepto las de Sr y Ba. En medios reductores con abundante materia orgánica puede sufrir una reducción bacteriana a S o S^{2-} , pero en general es estable. Es difícilmente precipitable químicamente ya que las sales solubles de Sr y Ba son muy escasas en la naturaleza, pero puede separarse de la solución por concentración si existe una evaporación importante. Su concentración varía entre 2 y 150 ppm en aguas dulces, llegando a miles de ppm en aguas salinas. Las aguas de elevado contenido en sulfato no quitan la sed y tiene un sabor amargo, además de tener propiedades laxantes. Más de algunos centenares de ppm perjudican a la resistencia del hormigón y cemento.

- **Bicarbonato (HCO_3^-)**

Tanto el bicarbonato como el carbonato (CO_3) aportan alcalinidad al agua, en el sentido que dan capacidad de consumo de ácido. No son oxidables ni reducibles en aguas naturales, y pueden precipitar con mucha facilidad como CaCO_3 . En general, $[\text{CO}_3] \ll [\text{HCO}_3]$, y a un pH < 8.3, la concentración de CO_3 se considera cero, mientras que las concentraciones de bicarbonato varían entre 50 y 350 ppm en aguas dulces. Las aguas bicarbonatadas sódicas son malas para el riego, debido a la fijación de Na en el terreno y a la creación de un medio alcalino.

- **Nitrato (NO_3^-)**

Es muy soluble y por lo tanto difícilmente precipitable. Tiene tendencia a ser estable, aunque en medios reductores puede pasar a N_2 o NH_4 , y excepcionalmente a NO_2 . La mayoría de compuestos nitrogenados en medios oxidantes se encuentran como NO_3 , por lo que su concentración será similar al nitrógeno total de la muestra. Sus concentraciones varían entre

0,1 y 10 ppm, y en aguas contaminadas puede llegar a los 200 ppm e incluso superarlos. Concentraciones altas en aguas de bebida pueden producir cianosis en los niños y agregan corrosividad al agua, además de producir interferencias en fermentaciones.

Tabla 4.1. Origen de las principales sustancias disueltas en el agua subterránea (Custodio y Llamas, 1976).

Tipos	Ion	Orígenes
Aniones	Cloruro (Cl^-)	Lavado de terrenos marinos (y mezcla con agua marina), ataque de rocas y minerales (evaporitas, sodalita, apatito, etc), de gases y líquidos de emanaciones volcánicas, vertidos urbanos e industriales.
	Sulfato (SO_4^{2-})	Lavado de terrenos marinos, oxidación de sulfuros de todo tipo de rocas, concentración en el suelo de aguas de lluvia, disolución de yeso, anhidrita y terrenos yesíferos, actividades urbanas, industriales y agrícolas.
	Bicarbonato (HCO_3^-)	Disolución de CO_2 atmosférico o del suelo, disolución de calizas y dolomitas (ayudado por CO_2 o por ácidos naturales), hidrólisis de silicatos.
	Nitrato (NO_3^-)	Abonos agrícolas, procesos de nitrificación naturales, agua de lluvia, desarrollo de pozos explosivos, descomposición de materia orgánica y contaminación urbana, industrial y ganadera.
Cationes	Sodio (Na^+)	Ataque de feldespatos y otros silicatos, lavado de sedimentos marinos, mezcla con agua de mar, disolución de sales evaporitas, contaminación urbana e industrial, concentración en agua de lluvia.
	Potasio (K^+)	Ataque de ortosa y otros silicatos (micas, arcillas, etc), disolución de sales potásicas (sylvita, carnalita), agua de lluvia, contaminación minera, industrial y agrícola (abonos).
	Calcio (Ca^{++})	Disolución de calizas, dolomitas, yeso y anhidrita, ataque de feldespatos y otros silicatos cálcicos, disolución de cemento calcáreo de muchas rocas, agua de lluvia
	Magnesio (Mg^{++})	Disolución de dolomitas y calizas dolomíticas, ataque de silicatos magnésicos y ferromagnésicos, lavado de rocas evaporíticas magnésicas (carnalita), agua de mar, contaminación industrial y minera.

4.1.3 Parámetros Físico-Químicos

- pH

Se define como $-\log [\text{H}^+]$, siendo un parámetro que es función de la actividad química de H^+ . Para el agua pura se considera que el valor de pH es igual a 7.0 a 25° C, considerándose este valor como neutro, mientras que a 18° C, el valor de pH neutro es de 7.08 (Schoeller, 1962). La adición de HCl o NaOH en el agua modifica fuertemente el pH,

por el aporte de H^+ o OH^- , produciendo un agua ácida ($pH < 7$) o básica ($pH > 7$), respectivamente.

Muchas sustancias neutras al disolverse reaccionan con el agua destruyendo este equilibrio, aumentando o disminuyendo el pH del agua. Por lo general, en las aguas subterráneas se tendrá un pH entre 6.5 y 8, y pocas ocasiones entre 5.5 y 8.5. El agua marina tiene un pH aproximado de 8.

Aguas ácidas ($pH < 7$) suelen ser agresivas, y un pH muy alcalino ($pH > 9$) crea dificultades en las plantas. El intervalo óptimo para la vida es entre 6.5 y 8.5.

- **Conductividad Eléctrica (CE) y Sólidos Totales Disueltos (TDS)**

La CE se define como la capacidad de un agua para conducir electricidad. Es considerado un parámetro importante, pues sus valores son directamente proporcionales a la cantidad de sólidos totales disueltos en el agua, y por lo tanto, es un indicador directo si un determinado pozo se encuentra contaminado. Custodio y Llamas (1976), indican que la relación entre conductividad eléctrica y sólidos disueltos está dada por las siguientes ecuaciones:

$$C (\mu S/cm) = A * R_s (ppm)$$

Donde R_s corresponde al residuo seco a $110^\circ C$, y los valores de A son los siguientes, a $18^\circ C$ (Custodio, 1965, citado en Custodio y Llamas, 1976):

$$A = 0.86 \text{ a } 1.72 \text{ en casos extremos}$$

$$A = 1.15 \text{ a } 1.56 \text{ en casos normales}$$

Luego, la relación entre R_s y TDS (total de sólidos disueltos) es la siguiente:

$$TDS = R_s + \frac{1}{2} HCO_3 (ppm)$$

Si se toma un valor promedio para A de 1.3, la relación entre TDS y conductividad sería:

$$TDS = (C - 0.65 HCO_3) / 1.3$$

- **Oxígeno Disuelto (O_2)**

Se define como la cantidad de oxígeno que hay disuelto en el agua. Es un parámetro muy importante en aguas subterráneas ya que incide sobre las reacciones redox y en la

especiación de elementos, de manera que si se encuentra en altas concentraciones producirá un medio oxidante y favorecerá la presencia de las especies más oxidadas de los elementos presentes, y si se encuentra en bajas concentraciones producirá un medio reductor y ayudará a que los elementos presentes se encuentren en su estado reducido. Estos últimos son solubles y por tanto peligrosos para la salud humana. Juega un papel importante en la actividad de los microorganismos.

4.2 Influencia Geológica en las Aguas

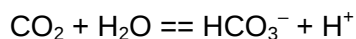
Las unidades geológicas con las que entra en contacto el agua subterránea también influirán en la composición química de éstas, dependiendo de la composición y grado de fracturamiento de la roca, del grado de acidez del agua, del tiempo en que ambas interactúen, de la permeabilidad, entre otros aspectos. A continuación se detallan características generales que tendrán las aguas dependiendo del tipo de roca (Custodio y Llamas, 1976):

- **Rocas Ígneas:** las aguas relacionadas con los granitos son en general poco salinas y en ellas domina como anión el HCO_3 y como cationes el Na, el Ca, o ambos. Aunque se puede solubilizar cantidades importantes de K y Fe, el primero es retenido por las arcillas existentes, mientras que el segundo es precipitado como hidróxido de hierro ($\text{Fe}(\text{OH})_3$). El contenido de Cl y SO_4 en general es bajo dada la composición de los granitos, excepto si se tienen cantidades importantes de pirita (FeS_2), que si logran oxidarse originan aportes notables de sulfato. Para que esto último ocurra, se precisa de una facilidad de suministro de oxígeno. Si en vez de granito se tiene un terreno basáltico, se tendrán aguas relativamente más salinas, dada la mayor facilidad para alterar sus componentes.
- **Rocas Sedimentarias:** al haber una gran cantidad de este tipo de rocas, la características del agua dependerán del tipo de roca sedimentaria con la que interactúan. Estas rocas son en general más porosas y son capaces de aportar más sales más rápidamente que las rocas ígneas.
- **Rocas Metamórficas:** estas rocas suponen una gradación entre rocas ígneas y sedimentarias, por lo que las aguas que entren en contacto con rocas metamórficas tendrán características intermedias más próximas a unas u otras según el grado de metamorfismo.

4.3 Evolución Geoquímica de las Aguas Subterráneas

En general, el origen de las aguas subterráneas, y la composición química primaria que tendrán, se encuentra en el agua de lluvia. Ésta tiene una composición muy variable, y de acuerdo a Matveyev y Bashmakova (1967), los iones dominantes son el Cl, Na y K cerca de la costa, y los iones SO₄, HCO₃ y Ca predominan hacia el interior de los continentes. Esta disminución de NaCl en el agua de lluvia hacia el interior del continente es inversamente proporcional a la distancia a la que se encuentre de la costa (Kolodijnaia, 1962), y disminuye aún más si media una elevación topográfica importante (por ejemplo, la Cordillera de la Costa).

Esta agua de lluvia, al entrar en contacto con el suelo (que a su vez contiene abundante CO₂), genera la siguiente reacción.



Generándose así primeramente HCO₃⁻, y acidificando el agua. Esta relación se favorece a medida que el suelo contenga más CO₂, como sucede en terrenos cultivados y con abundante vegetación (Custodio y Llamas, 1976).

Una vez infiltrada, la composición química de las aguas subterráneas dependerá directamente de los minerales con que entre en contacto en el acuífero, y del tiempo de interacción que tenga con ellos, el que puede llegar a ser de miles de años (Custodio y Llamas, 1976). Así, a mayor tiempo de permanencia en el acuífero, mayor será la cantidad de sales presentes en el agua, debido a la mayor disolución de éstas. Se determina una secuencia entonces, la cual dice que las aguas con menor tiempo de permanencia en el subsuelo serán generalmente bicarbonatadas, y con el paso del tiempo se vuelven sulfatadas y finalmente cloruradas. Análogamente para los cationes, aguas inicialmente cálcicas pasan a ser magnésicas y luego sódicas:



Esta secuencia es correcta para un flujo lineal. Sin embargo, las aguas al infiltrarse y circular por el terreno, pueden seguir un recorrido corto de circulación local, un camino de cientos de km de circulación regional, o algún camino intermedio entre éstos (Fig. 4.1, tomada de Custodio y Llamas, 1976). Así, las aguas más profundas suelen ser más salinas que las más

cercanas a la superficie debido a que las oportunidades para disolver sales son mayores (Custodio y Llamas, 1976).

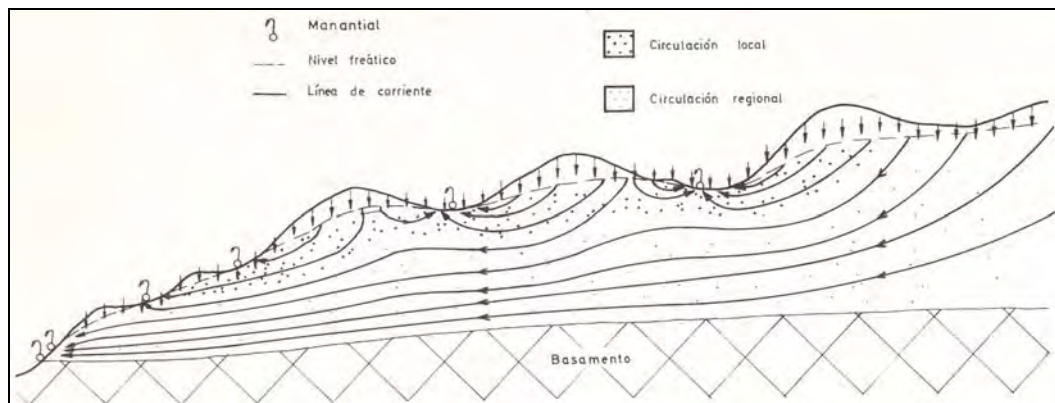


Figura 4.1. Modelo de circulación de aguas subterráneas, tomado de Custodio y Llamas (1976).

5. METODOLOGÍA DE ESTUDIO DE AGUAS SUBTERRÁNEAS

5.1 Metodología de Terreno

Para analizar la química de las aguas, se realizó un muestreo sistemático a un total de 28 pozos y norias en la cuenca del estero Punitaquí, durante los meses Septiembre y Octubre de 2009 (Fig. 5.1). Dada la imposibilidad económica de realizar pozos nuevos, se eligieron sólo pozos y norias privadas, pertenecientes a la comunidad de Punitaquí (24 pozos), a la empresa Aguas del Valle S.A. (1 pozo), y a la Compañía Minera de Punitaquí S.A. (3 pozos). La elección de los puntos se realizó en base a su ubicación dentro de la cuenca, y si bien no alcanzan a cubrirla entera, se procuró que su distribución abarcara la mayor parte de ésta. Además, especial énfasis se le dió a la ubicación de tranques de relave y botaderos de estériles presentes en la cuenca, escogiendo pozos y norias *aguas arriba* y *aguas abajo* de éstos.

En cada lugar de muestreo se registró su ubicación y altura con GPS, se fotografió y se realizó una descripción de los alrededores (geomorfología, fuentes de contaminación, cantidad de vegetación, etc).

El muestreo consistió en extraer 1 litro de agua en cada pozo o noria, repartido en 4 botellas de plástico de polietileno de alta densidad (HDPE de 250 ml). Las 4 botellas fueron necesarias para analizar concentraciones totales de aniones y cationes mayores (Cl, SO₄, Na, K, Ca, Mg), bicarbonatos (HCO₃), nitratos (N(NO₃)), y elementos traza o metales disueltos (Tabla 5.1). Cada una de ellas fue ambientada 3 veces antes de extraer la muestra de agua, y a todas se les colocó una etiqueta adhesiva, registrando con plumón permanente el número de muestra, la fecha y hora a la que fue tomada.

Además, en cada pozo o noria se midieron *in situ* los parámetros pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y temperatura, todos medidos con la sonda multiparámetros marca Quanta II (Hidrolab), de propiedad de la Dirección General de Aguas. Por último, se midió el nivel freático en cada pozo, utilizando un pozómetro de propiedad de la DGA.

Todo el material utilizado para el muestreo de aguas en terreno, incluida la sonda, era lavado con abundante agua desionizada y destilada después de cada pozo muestreado, minimizando así el riesgo de contaminación al momento de extraer el agua.

Tabla 5.1. Elementos y compuestos a analizar en cada pozo o noria.

Elementos a Analizar	
Macros (Cationes y Aniones mayores)	Ca
	Mg
	Na
	K
	Cl
	SO ₄
Metales Disueltos (Elementos traza)	Ag
	Al
	As
	B
	Cd
	Co
	Cr
	Cu
	Hg
	Mn
	Mo
	Ni
	Pb
	Se
	Zn
Bicarbonatos	HCO ₃
Nitratos	N(NO ₃)

Con respecto a la preservación de las muestras de agua, cada botella fue tratada de forma diferente, dependiendo de la capacidad natural de cada elemento para preservarse por una cantidad de tiempo determinado.

En terreno, 3 de las 4 botellas de 250 ml fueron filtradas con el fin de evitar contaminación externa del acuífero, usando filtros de acetato de celulosa con membrana de poro de 0.45 µm. Sólo la botella destinada al análisis de HCO₃ no fue filtrada.

La botella filtrada destinada al análisis de los elementos traza o metales disueltos fue acidificada con 1 ml de ácido nítrico concentrado (HNO₃) de alta pureza (65%). Finalmente, todas las muestras fueron refrigeradas en la oscuridad a 4°C, a la espera de ser llevadas al laboratorio correspondiente. La Tabla 5.2 resume estos procedimientos para la preservación de las muestras de agua.

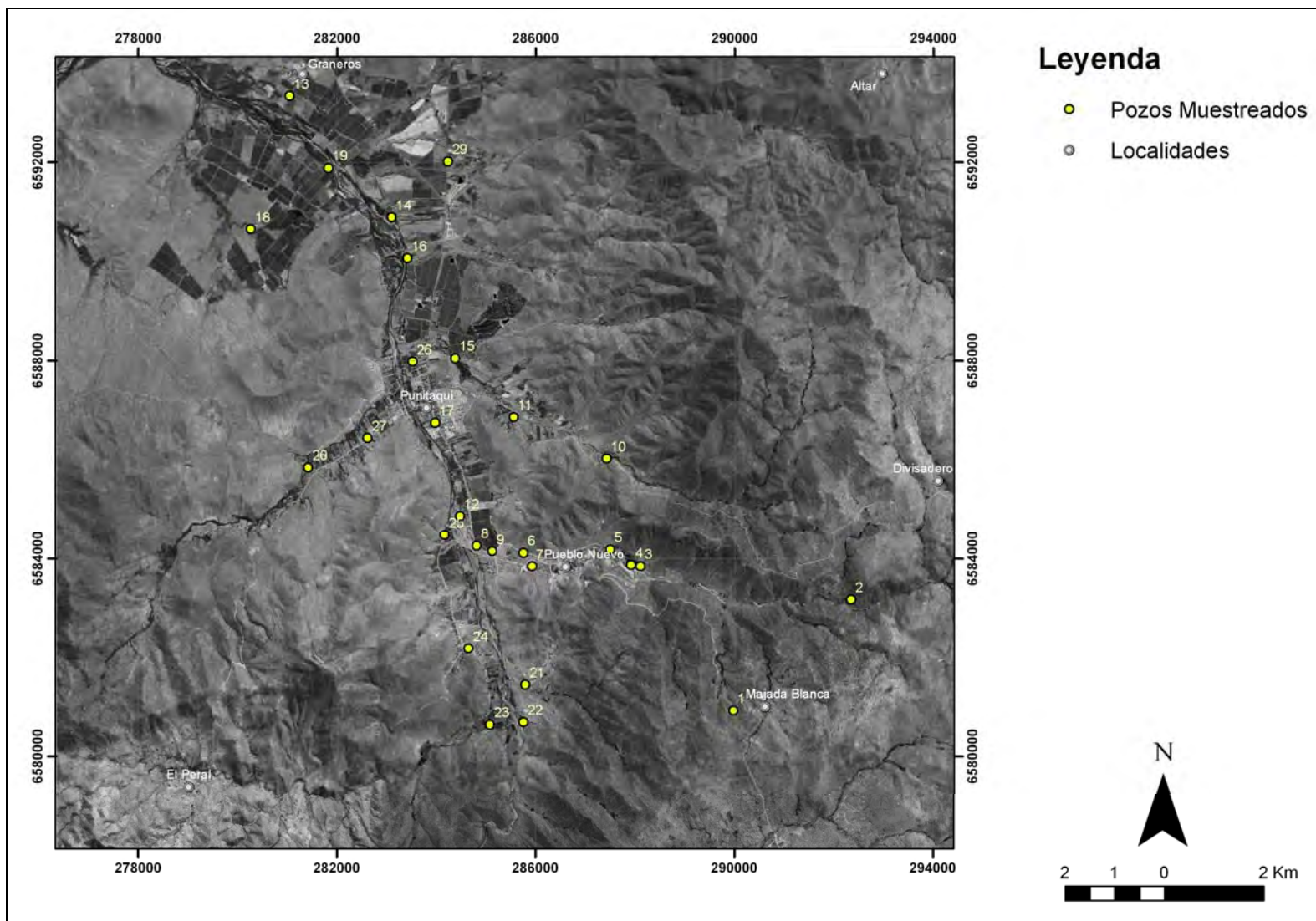


Figura 5.1. Mapa de distribución y ubicación de pozos y norias muestreadas.

Tabla 5.2. Procedimientos para la preservación de cada muestra, Standard Methods for Examination of Water and Wastewater 21 st Edition 2005.

Determinación	Método de Preservación	Tiempo máximo de almacenamiento
Macros (Aniones y Cationes mayores)	Filtrar inmediatamente por filtro de membrana de poro 0,45 µm (acetato de celulosa). Refrigerar a 4°C en la oscuridad	28 días
Metales Disueltos (Elementos Traza)	Filtrar inmediatamente por filtro de membrana de poro 0,45 µm y acidificar a pH < 2 con ácido nítrico concentrado (HNO ₃) de alta pureza. Refrigerar a 4°C	6 meses
Nitratos	Filtrar inmediatamente por filtro de membrana de poro 0,45 µm (acetato de celulosa). Refrigerar a 4°C en la oscuridad	48 horas
Alcalinidad (Bicarbonatos)	Llenar completamente la botella y tapar herméticamente sin dejar aire en el interior. Refrigerar a 4°C en la oscuridad	24 horas
		6 horas si hay gran actividad biológica

5.2 Metodología de Laboratorio

Las botellas de cationes y aniones mayores, de nitratos y de elementos traza fueron enviadas para su análisis al Laboratorio Ambiental de la Dirección General de Aguas. Por problemas logísticos, este último no realiza el análisis de bicarbonatos, por lo que éstos fueron enviados al Laboratorio Hidrolab para su análisis mediante volumetría ácido base (SM-2320 B y SM4500 HB, Standard Methods for Examination of Water and Wastewater 21 st Edition 2005).

Las metodologías analíticas utilizadas por el Laboratorio de la DGA incluyen:

- **Nitratos (N(NO₃)):** Método de Salicilato Sódico, mediante la técnica de Espectrofotometría de Absorción Atómica (Rodier, 1981).
- **Elementos Traza:**
 - o Método de Espectroscopía de absorción atómica, mediante la técnica de Espectrofotometría de Absorción Atómica, para **Ag, Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb y Zn** (SMEWW 19th Edition, Method 3111 B y 3111 D).
 - o Método de Espectroscopía de absorción atómica con generación de hidruros, mediante la técnica de Espectrofotometría de Absorción Atómica, para **As y Se** (SMEWW 19th Edition, Method 3114 B/Perkin Elmer).

- o Método de Espectroscopía de absorción atómica con vapor frío, mediante la técnica de Espectrofotometría de Absorción Atómica, para **Hg** (SMEWW 19th Edition, Method 3112 B/Perkin Elmer).
 - o Método del Azometino-H, mediante la técnica de Espectrofotometría de Absorción Molecular, para **B** (AOAC Método Oficial 982, 01).
- **Cationes y Aniones mayores:**
 - o Método de Espectroscopía de absorción atómica, mediante la técnica de Espectrofotometría de Absorción Atómica, para **Ca, Mg, Na, K** (SMEWW 19th Edition, Method 3111 B).
 - o Método de Titulación, mediante la técnica de Titulación Analítica para **Cl** (SMEWW 19th Edition, Method 4500-Cl-C).
 - o Método de Turbidimetría, mediante la técnica de Espectrofotometría de Absorción Molecular, para **SO4** (SMEWW 19th Edition, Method 4500-SO4-E).

Los límites de detección inferior para cada elemento o compuesto del Laboratorio de la DGA se muestran en la Tabla 5.3.

El Laboratorio Hidrolab, ubicado en la ciudad de Santiago, se encuentra bajo las acreditaciones INN LE 214 – LE 215 – LE 216 – LE 217, de acuerdo a NCh – ISO 17025 del año 2005. El Laboratorio de la DGA se encuentra trabajando para acreditarse de acuerdo a la norma NCh – ISO 17025. No se cuenta con los controles de calidad propios de ninguno de los dos laboratorios.

Tabla 5.3. Límites de detección inferior del Laboratorio Ambiental DGA.

Parámetros	Límite de Detección (mg/l)
Sulfato	2
Cloruro	1
Sodio	0,05
Potasio	0,03
Calcio	0,08
Magnesio	0,03
Nitratos	0,01
Aluminio	0,3
Arsénico	0,001
Boro	1
Cadmio	0,02
Cobalto	0,01
Cobre	0,01
Cromo	0,01
Hierro	0,03
Manganeso	0,01
Mercurio	0,001
Molibdeno	0,05
Niquel	0,02
Plata	0,01
Plomo	0,05
Selenio	0,001
Zinc	0,01

5.3 Metodología de Análisis de Resultados

La metodología de análisis de resultados o el procesamiento de datos incluye lo siguiente:

- Determinación del tipo de agua: corresponde a la clasificación química de las aguas subterráneas. Se determina utilizando diagramas Piper (1944), Stiff (1951) y Schoeller (1964), los que arrojan tendencias químicas y evolución de las aguas en un acuífero.
- Mapas de distribución geoquímica: mapas de pH, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto.
- Interpretación geológica de resultados.
- Comparación con la Norma chilena NCh. 409/Of. 84 de calidad de agua potable y Norma chilena de riego NCh. 1333/Of. 78, cuyo fin es determinar zonas contaminadas respecto de dichas normas.

Todos estos análisis se realizan utilizando programas computacionales técnicos como ArcGis 9.2, RockWorks 2006 e Inaquas 1.0, y programas de procesamiento y mejoramiento de imágenes como Adobe Photoshop CS y Adobe Illustrator CS.

6. ANÁLISIS DE RESULTADOS

En la Tabla A1.1 del Apéndice 1 se presentan la ubicación, elevación, nivel estático del acuífero, los parámetros medidos en terreno (pH, temperatura, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto), mientras que en las Tablas A1.2 y A1.3 del mismo Apéndice se entrega el detalle de los resultados completos de los análisis químicos realizados por los laboratorios.

En total, los elementos estudiados corresponden a 24. De ellos, 8 son elementos mayores (Na, K, Ca, Mg, SO₄, HCO₃ y N(NO₃)), y 16 son elementos traza o metales disueltos (Ag, Al, As, B, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Se y Zn). Dentro de los mayores, el N(NO₃) incluye tanto a los nitratos (NO₃) como a los nitritos (NO₂), y corresponde al nitrógeno total existente en la muestra. Esto se debe a que la mayoría de compuestos nitrogenados en medios oxidantes se encuentran como NO₃, por lo que la concentración de nitratos será similar al nitrógeno total de la muestra.

A continuación se presentan los resultados químicos de los elementos mayores, en unidades de mg/l. Cabe destacar que los datos de TDS se calculan en base al punto 4.1.3 del marco teórico (Tabla 6.1).

Tabla 6.1. Concentraciones de los elementos mayores en las aguas muestreadas.

N° Pozo	Cationes Mayores (mg/l)				Aniones Mayores (mg/l)				TDS (mg/l)
	K ⁺	Na ⁺	Ca ⁺²	Mg ⁺²	SO ₄ ⁻²	Cl ⁻	HCO ₃	N(NO ₃ ⁻)	
1	3,4	35,2	37,7	13,7	45,0	31,8	128	4,542	255,2
2	0,6	48,6	89,6	33,2	45,0	76,7	350	0,867	455,0
3	2,4	50,6	66,7	27,5	60,0	66,8	261	1,690	408,7
4	2,3	49,7	60,4	22,5	50,0	57,4	244	1,453	370,3
5	3,6	58,8	76,4	26,9	75,0	78,3	266	1,491	470,8
6	3,8	81,8	188,1	76,0	600,0	101,5	256	3,546	1087,4
7	5,4	142,6	354,1	128,6	1550,0	140,0	257	2,962	1979,2
8	1,9	67,3	93,8	41,4	225,0	63,5	290	1,530	609,6
9	1,7	67,7	97,5	46,2	275,0	72,5	271	1,201	666,8
10	3,7	70,8	97,5	42,0	105,0	75,0	454	0,109	553,8
11	2,4	55,1	54,3	22,0	50,0	39,3	293	2,745	*
12	3,1	65,3	77,6	40,3	195,0	59,0	299	0,788	312,0
13	2,8	72,9	61,0	28,4	90,0	42,1	329	5,194	459,3
14	4,4	67,0	69,3	36,0	110,0	55,0	354	0,997	497,6
15	3,1	43,7	59,4	23,0	75,0	31,0	281	1,390	360,3
16	3,6	53,9	62,1	28,4	65,0	36,4	287	7,879	425,7
17	5,5	98,7	103,6	44,5	225,0	77,9	329	12,994	748,6
18	9,6	19,0	143,7	54,8	250,0	3217,6	384	3,673	1192,6
19	3,0	22,2	64,5	37,4	155,0	95,9	336	4,463	652,0
20	1,7	69,5	85,8	56,5	70,0	75,3	472	0,739	538,6
21	3,5	55,7	75,8	31,9	135,0	63,6	231	5,490	511,4
22	4,6	56,4	54,3	27,1	45,0	62,9	233	2,824	385,0
23	6,0	50,6	59,5	34,0	350,0	43,5	281	1,600	376,4
24	2,3	42,4	62,0	31,3	125,0	23,1	232	2,330	368,6
25	2,1	59,8	62,0	22,3	55,0	35,3	292	1,536	345,5
26	4,8	58,8	70,0	30,4	75,0	48,9	329	5,510	480,1
27	2,4	46,8	46,9	25,3	55,0	23,8	275	2,923	325,6
29	0,9	62,4	52,2	25,9	50,0	21,4	342	3,061	327,5

* : Concentración no medida

6.1 Validación de Resultados

Como análisis de validación de resultados, dada la falta de una cantidad importante de duplicados y del control de calidad propio de los laboratorios, se realizó un balance iónico para todas las muestras cuyos resultados se exponen en la Tabla 6.2.

De todas las muestras, sólo los puntos 18, 19 y 23 superan el 16% de error que se consideró como el límite permitido para este estudio. En estricto rigor el límite máximo de error permitido debiera ser de un 10% a un 15%, pero debido a que para aguas con concentraciones muy elevadas de sulfatos (o para aguas ácidas) el criterio del balance iónico es casi imposible que se cumpla, se permitió aceptar un 16% de límite, incluyendo así la muestra 7, única que sobrepasa el 15% de error en el balance.

Por lo tanto, las muestras 18, 19 y 23 no fueron consideradas para el análisis de resultados.

Tabla 6.2. Balance iónico para todas las muestras.

Muestra	Aniones (meq)			Cationes (meq)					Balance Iónico		
	Cl	SO4	HCO3	NO3	Na	Mg	Ca	K	Suma Aniones	Suma Cationes	Error (%)
1	0,90	0,94	2,10	0,07	1,53	1,13	1,88	0,09	4,01	4,63	14,39
2	2,16	0,94	5,74	0,01	2,11	2,73	4,47	0,02	8,85	9,33	5,28
3	1,88	1,25	4,28	0,03	2,20	2,26	3,33	0,06	7,44	7,85	5,42
4	1,62	1,04	4,00	0,02	2,16	1,85	3,01	0,06	6,68	7,09	5,85
5	2,21	1,56	4,36	0,02	2,56	2,21	3,81	0,09	8,15	8,68	6,19
6	2,86	12,49	4,20	0,06	3,56	6,25	9,39	0,10	19,61	19,29	-1,62
7	3,95	32,27	4,21	0,05	6,20	10,58	17,67	0,14	40,48	34,59	-15,69
8	1,79	4,68	4,75	0,02	2,93	3,41	4,68	0,05	11,25	11,06	-1,71
9	2,05	5,73	4,44	0,02	2,94	3,80	4,87	0,04	12,23	11,65	-4,84
10	2,12	2,19	7,44	0,00	3,08	3,45	4,87	0,09	11,75	11,49	-2,19
11	1,11	1,04	4,80	0,04	2,40	1,81	2,71	0,06	7,00	6,98	-0,30
12	1,66	4,06	4,90	0,01	2,84	3,32	3,87	0,08	10,64	10,11	-5,07
13	1,19	1,87	5,39	0,08	3,17	2,33	3,04	0,07	8,54	8,62	1,00
14	1,55	2,29	5,80	0,02	2,92	2,96	3,46	0,11	9,66	9,45	-2,21
15	0,87	1,56	4,61	0,02	1,90	1,89	2,96	0,08	7,06	6,84	-3,28
16	1,03	1,35	4,70	0,13	2,35	2,33	3,10	0,09	7,21	7,87	8,78
17	2,20	4,68	5,39	0,21	4,29	3,66	5,17	0,14	12,48	13,26	6,06
18	90,77	5,21	6,29	0,06	0,83	4,50	7,17	0,25	102,33	12,75	-155,69
19	2,71	3,23	5,51	0,07	0,96	3,08	3,22	0,08	11,51	7,34	-44,32
20	2,12	1,46	7,74	0,01	3,02	4,65	4,28	0,04	11,33	12,00	5,71
21	1,79	2,81	3,79	0,09	2,42	2,62	3,78	0,09	8,48	8,92	5,05
22	1,77	0,94	3,82	0,05	2,45	2,23	2,71	0,12	6,58	7,51	13,26
23	1,23	7,29	4,61	0,03	2,20	2,80	2,97	0,15	13,15	8,12	-47,26
24	0,65	2,60	3,80	0,04	1,84	2,57	3,09	0,06	7,09	7,57	6,51
25	1,00	1,15	4,79	0,02	2,60	1,83	3,09	0,05	6,95	7,58	8,69
26	1,38	1,56	5,39	0,09	2,56	2,50	3,49	0,12	8,42	8,68	3,00
27	0,67	1,15	4,51	0,05	2,03	2,08	2,34	0,06	6,37	6,51	2,23
29	0,60	1,04	5,61	0,05	2,72	2,13	2,61	0,02	7,30	7,47	2,37

6.2 Química de Aguas

6.2.1 Tipo de Aguas

Para clasificar los tipos de agua que corresponden al acuífero superficial reconocido en la cuenca de Punitaqui (Ingeniería y Geología Dos Ltda., 1995), se utiliza la composición química de éstas. Los diagramas de Piper (1944) y de Stiff (1951) son las herramientas a utilizar, basado en las concentraciones de los elementos mayores, tanto cationes (Ca, Mg, Na, y K), como aniones (Cl, HCO₃, SO₄). El diagrama de Piper utiliza dichas concentraciones medidas exclusivamente en miliequivalente (meq), mientras que el de Stiff se puede utilizar en unidades como meq, %(mg/l), o %(meq/l).

Del diagrama de Piper (Fig. 6.1) se infiere la existencia de 3 grupos principales de aguas:

1. Grupo conformado por los pozos 6, 7 y 9: Corresponden a aguas de composición sulfatada y cálcica, y se ubican en el sector de Pueblo Nuevo (Fig. 5.1), inmediatamente aguas abajo del tranque de relave de la mina Los Mantos de Punitaqui.
2. Grupo conformado por los pozos 8, 12, 17, 21 y 24: Corresponden a aguas de composición bicarbonatada a sulfatada y cálcica a calcosódica. Su distribución en la zona de estudio abarca zonas relativamente cercanas de las zonas principales de yacimientos mineros y actividad relacionada a ésta.
3. Grupo conformado por los pozos restantes: Corresponden a aguas de composición bicarbonatada y cálcica a calcosódica. Se distribuye en casi toda la zona de estudio, desde zonas topográficamente altas hasta las zonas más bajas. Cabe destacar que abarca toda la zona aguas arriba de las zonas mineras principales, mientras que los pozos de este grupo que se encuentran aguas abajo de éstas, están alejadas a una distancia considerable de las mismas.

Las tres zonas descritas se pueden apreciar fácilmente en el diagrama de Stiff, presentado en la Figura 6.2. En el Apéndice 2 se presentan los gráficos de Stiff detalladamente para cada pozo, graficados según 3 unidades: %mg/l, %meq/l, y meq.

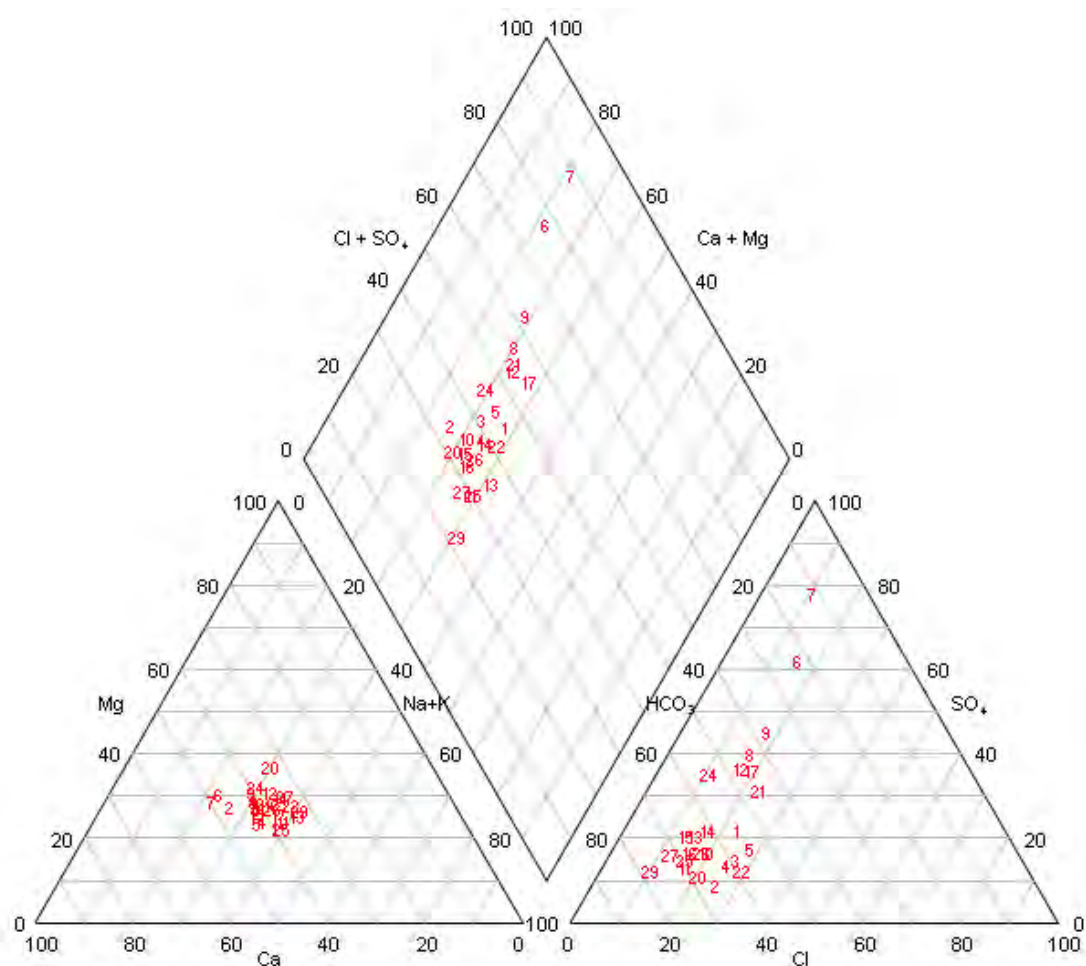


Figura 6.1. Diagrama general de Piper (1944) para la zona estudiada.

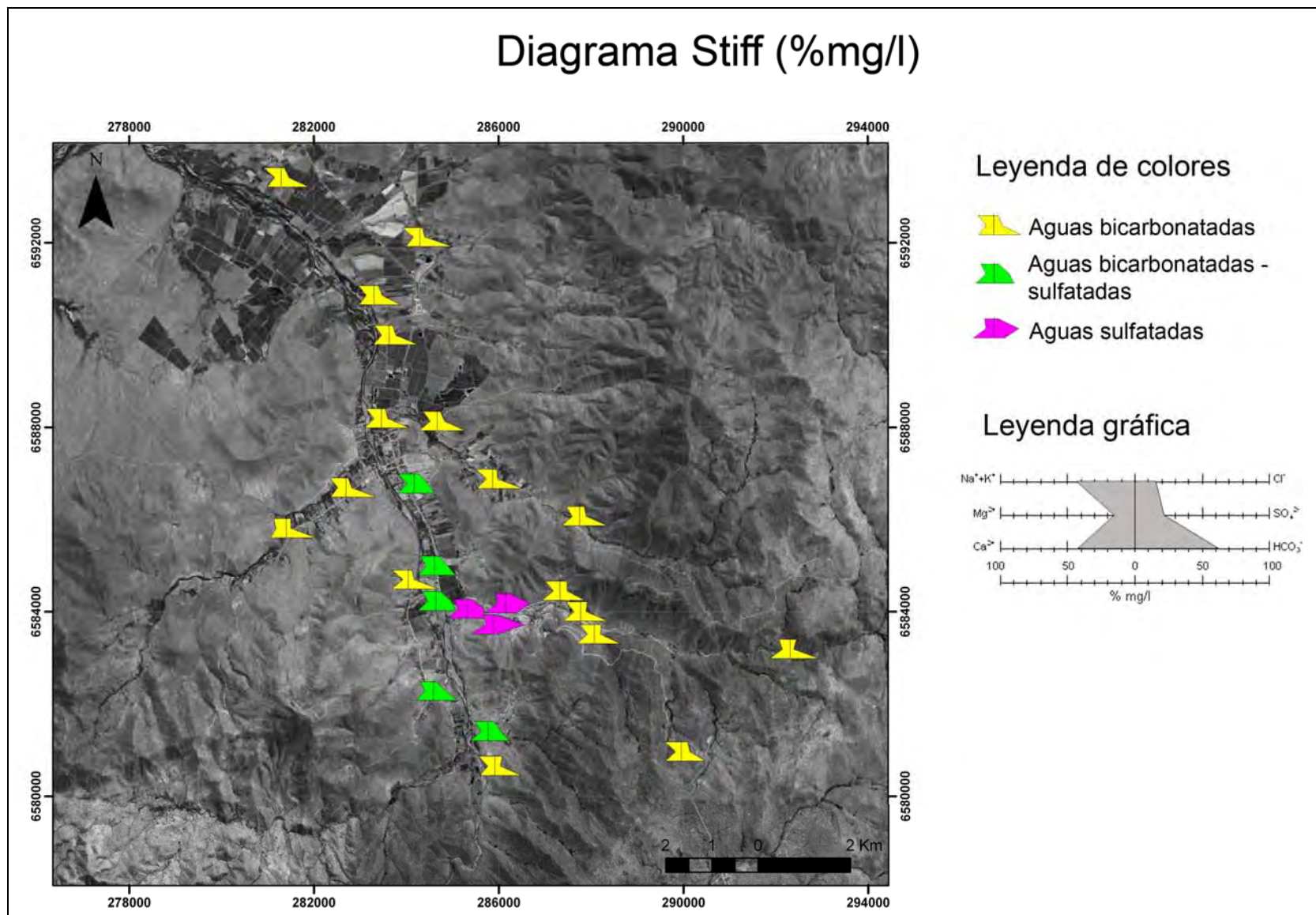


Figura 6.2. Diagrama de Stiff (1951) para la zona estudiada.

6.2.2 Diagramas de Correlación

A continuación se muestran diagramas de correlación realizados entre TDS y las concentraciones de sulfatos y Na+Cl, con el fin de detectar precipitaciones de minerales, dadas las altas concentraciones de dichas sales (Figs. 6.3 y 6.4).

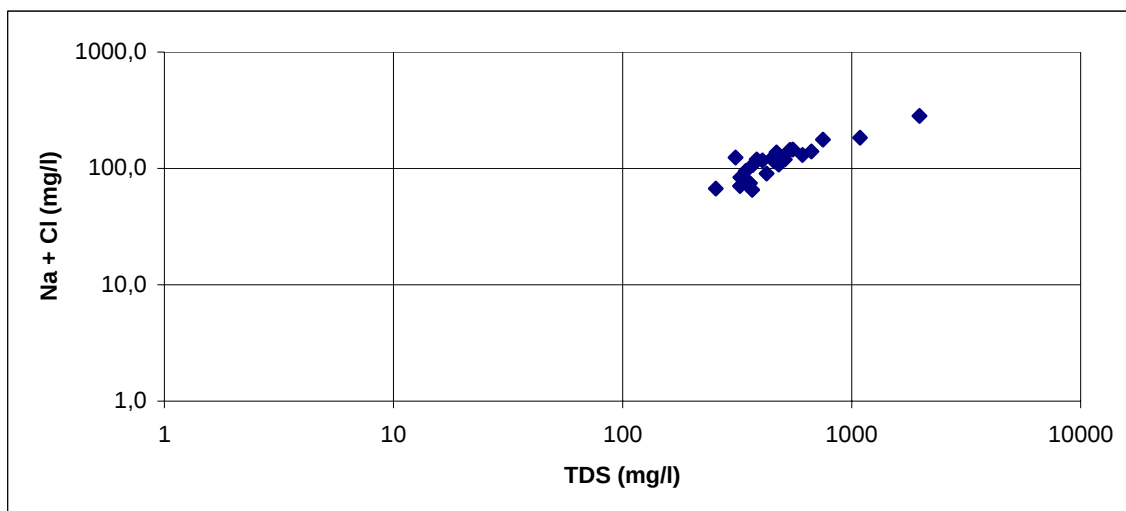


Figura 6.3. Diagrama (Na +Cl) vs TDS.

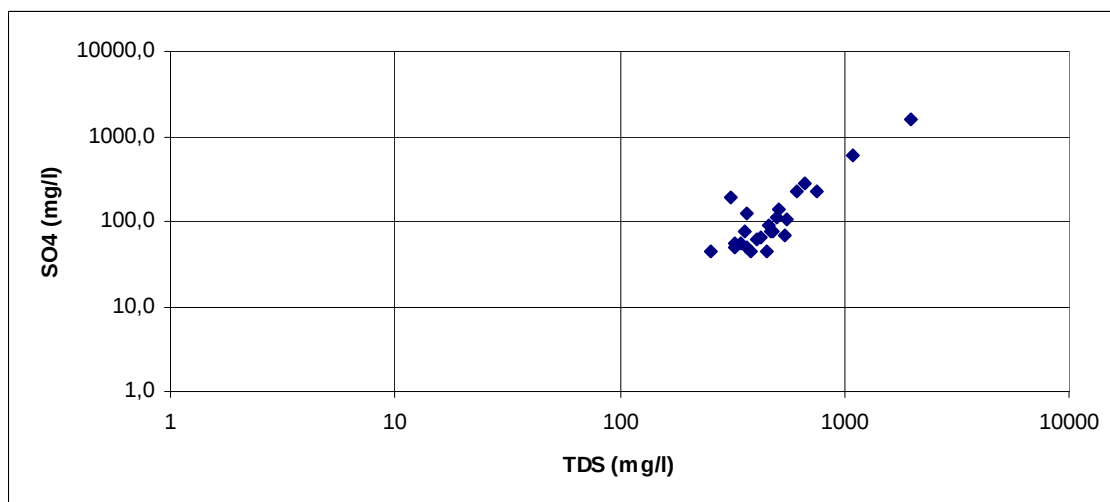


Figura 6.4. Diagrama (SO₄) vs TDS.

En ambos gráficos se observa una correlación positiva entre las concentraciones de sales y sulfatos con la cantidad de sólidos totales disueltos. Por lo tanto, ambas sustancias aportan directamente en la cantidad de TDS que se mide en cada muestra de agua.

6.2.3 Caracterización Físico-Química de las Aguas

En este punto se incluyen los mapas de distribución de los parámetros pH, Conductividad Eléctrica y Oxígeno Disuelto, medidos en terreno, además de sus respectivas descripciones. Cabe destacar que las temperaturas medidas en terreno oscilan en general entre los 15°C y 21°C.

6.2.3.1 pH

La Figura 6.5 muestra la distribución de pH en la zona de estudio. Como tendencia general, se puede apreciar un pH alcalino (entre 7 y 8) en las zonas altas de la cuenca, que se va acidificando a medida que se avanza en dirección N (hacia el río Limarí), hasta llegar a un pH levemente ácido (cercano a 6) al NW de la zona de estudiada. Destacable es la quebrada Los Mantos (Fig. 2.2), levemente alcalina aguas arriba de la mina Los Mantos, y notablemente alcalina aguas abajo de ésta, llegando a tener un pH sobre 8 y cercano a 9. Esta alta alcalinidad es observable hasta el centro de la localidad de Punitaqui, donde el valle principal se une con la quebrada El Pozo, zona donde las aguas se acidifican.

El pozo 21, ubicado aguas arriba del valle principal e inmediatamente aguas abajo de la mina El Delirio y de un botadero de estéril, posee un pH levemente ácido. La diferencia con los pozos ubicados aguas debajo de la mina Los Mantos, podría radicar en que ésta es explotada en forma industrial en la actualidad, mientras que El Delirio es explotada artesanalmente por pirquineros.

6.2.3.2 Conductividad Eléctrica

En la Figura 6.6 se aprecian los distintos valores que toma la conductividad eléctrica, medida en $\mu\text{S}/\text{cm}$, en la zona de estudio. En general, se observan en toda el área valores menores a 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, excepto en algunos pozos puntuales donde alcanza valores de hasta 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, y en la zona inmediatamente aguas abajo de la mina Los Mantos, donde la conductividad alcanza valores mayores a 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, e incluso llegando casi a los 2800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en un pozo, considerado un altísimo valor para ser un pozo de agua dulce.

6.2.3.3 Oxígeno Disuelto

La Figura 6.7 muestra la distribución del parámetro oxígeno disuelto (OD), medido en mg/l. En la figura se puede apreciar que de un ambiente relativamente reductor en las zonas altas

de la cuenca y aguas arriba del pueblo de Punitaqui, se pasa a un ambiente oxidante aguas abajo de éste, en zona NW del área de estudio.

Notar la muy baja cantidad de OD medido en el pozo N° 7, esperable dada la gran cantidad de sulfatos medidos en el mismo. De esta forma, en este punto se favorecerá la presencia de especies reducidas de elementos.

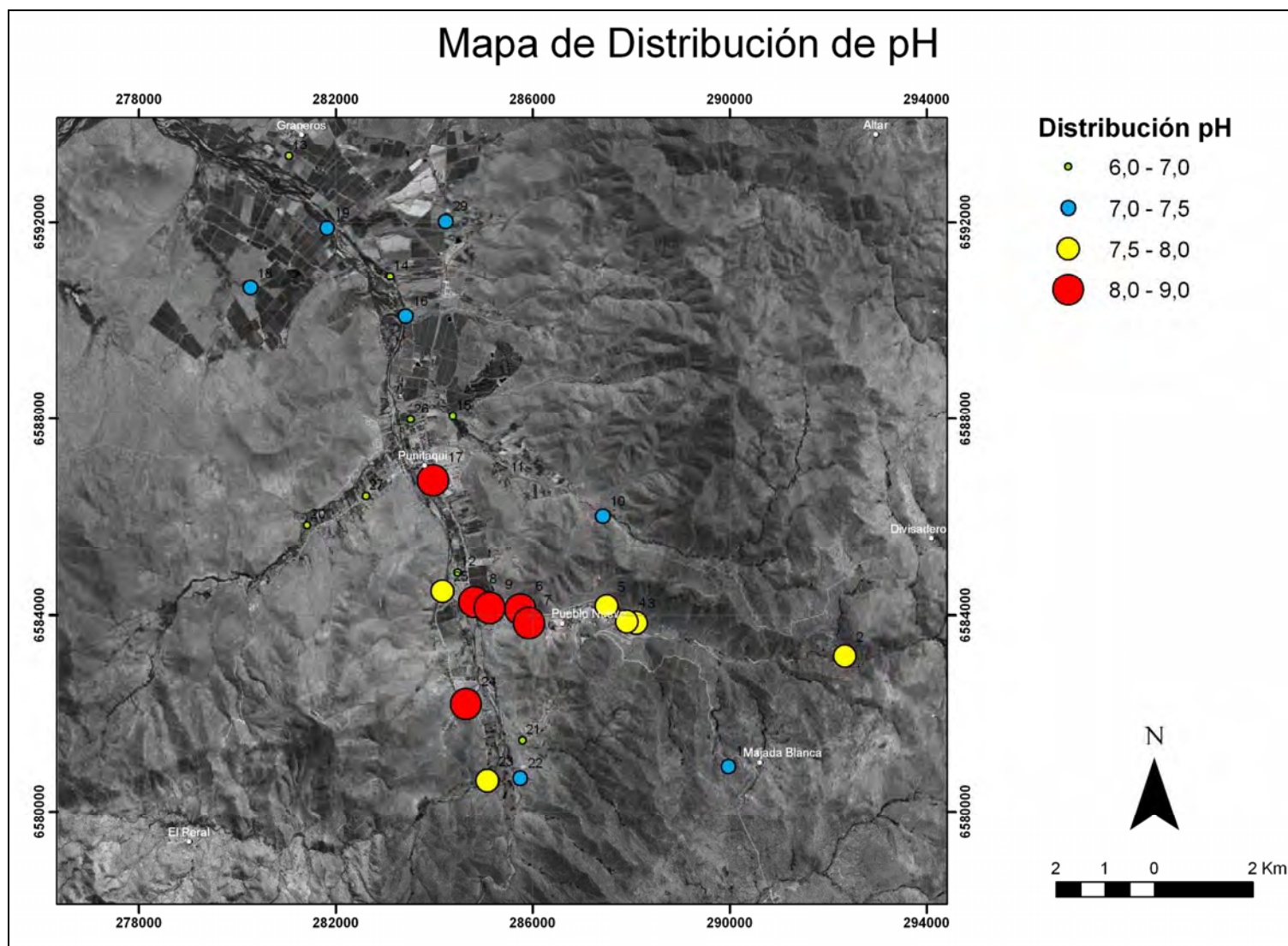


Figura 6.5. Mapa de distribución de pH para el área estudiada.

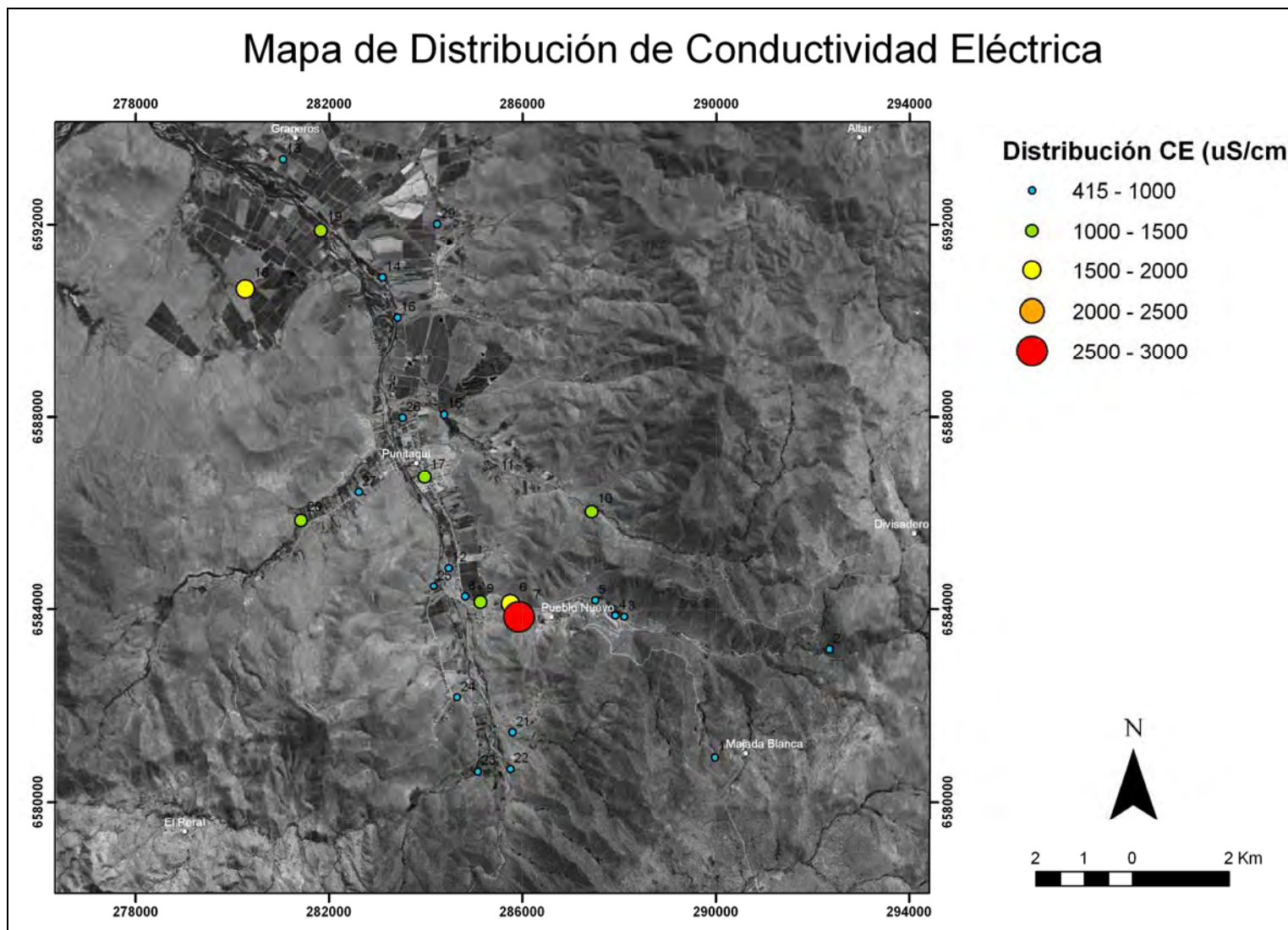


Figura 6.6. Mapa de distribución de CE para el área estudiada.

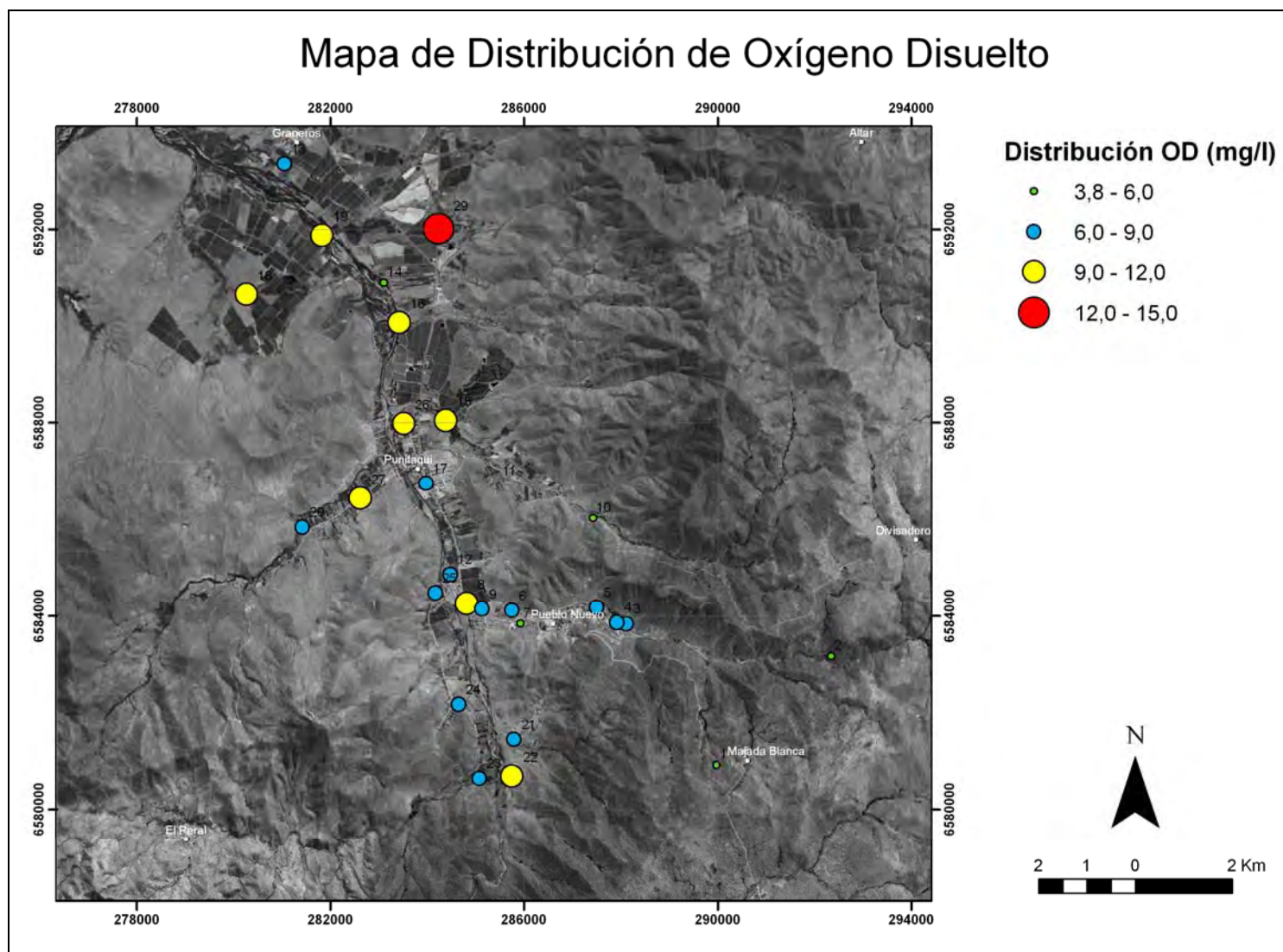


Figura 6.7. Mapa de distribución de OD para el área estudiada.

6.2.4 Elementos Traza o Metales Disueltos

De los 16 elementos traza estudiados, 10 no superan el límite de detección del laboratorio, indicados en la Tabla 5.3. Estos elementos corresponden a Ag, Al, B, Cd, Co, Fe, Mo, Ni, Pb y Se. De los 6 elementos restantes, sólo el arsénico y zinc presentan todas las muestras sobre el límite de detección, mientras que los otros 4 (Cr, Cu, Hg y Mn) sólo presentan algunas muestras sobre dicho límite. La Tabla 6.3 muestra las cantidades medidas para estos 6 elementos mencionados.

Tabla 6.3. Elementos traza con muestras sobre el límite de detección (en negrita).

Nº Pozo	Elementos Traza (mg/l)					
	As	Cr	Cu	Hg	Mn	Zn
1	0,002	<0,01	<0,01	<0,001	<0,01	0,01
2	0,001	<0,01	<0,01	<0,001	<0,01	0,02
3	0,002	<0,01	<0,01	<0,001	<0,01	0,03
4	0,001	<0,01	<0,01	<0,001	<0,01	0,03
5	0,001	<0,01	<0,01	<0,001	<0,01	0,03
6	0,001	0,01	<0,01	0,001	<0,01	0,01
7	0,001	<0,01	<0,01	<0,001	<0,01	0,07
8	0,001	<0,01	<0,01	<0,001	<0,01	0,01
9	0,001	<0,01	<0,01	<0,001	<0,01	0,02
10	0,004	0,01	<0,01	<0,001	0,02	0,01
11	0,001	0,01	<0,01	<0,001	<0,01	0,01
12	0,002	0,01	<0,01	<0,001	<0,01	0,01
13	0,002	0,01	<0,01	<0,001	<0,01	0,01
14	0,002	<0,01	<0,01	<0,001	<0,01	0,01
15	0,002	0,01	<0,01	<0,001	<0,01	0,01
16	0,003	0,01	<0,01	<0,001	<0,01	0,01
17	0,002	<0,01	0,01	<0,001	<0,01	0,04
18	0,002	0,01	<0,01	<0,001	<0,01	0,02
19	0,001	<0,01	0,01	<0,001	<0,01	0,02
20	0,002	<0,01	<0,01	<0,001	<0,01	0,01
21	0,004	<0,01	<0,01	<0,001	<0,01	0,02
22	0,004	<0,01	<0,01	<0,001	<0,01	0,01
23	0,001	<0,01	<0,01	<0,001	<0,01	0,01
24	0,002	<0,01	<0,01	<0,001	<0,01	0,02
25	0,003	<0,01	<0,01	<0,001	<0,01	0,03
26	0,003	<0,01	<0,01	<0,001	<0,01	0,01
27	0,002	0,01	<0,01	<0,001	<0,01	0,01
29	0,005	0,01	<0,01	<0,001	<0,01	0,01

6.3 Comparación con las normas de agua chilenas

Se realizaron comparaciones de las químicas de agua obtenidas con las normas para agua chilenas, tanto la norma NCh. 409 para agua potable del año 2005, como la norma NCh. 1333 para riego, del año 1978. En la Tabla 6.4 se detallan los elementos considerados, y las concentraciones máximas permitidas para cada norma.

Tabla 6.4. Normas chilenas para agua potable y para riego.

Parámetro	Norma NCh 409 de agua potable límite máximo (mg/l)	Norma NCh 1333 de riego límite máximo (mg/l)
Ag	-	0,2
Al	-	5
As	0,01	0,05
B	-	0,75
Ba	-	4
Be	-	0,1
Cd	0,01	0,01
Cl	400	200
CN	0,05	0,2
Co	-	0,05
Cr	0,05	0,1
Cu	2	0,2
F	1,5	1
Fe	0,3	5
Hg	0,001	0,001
Li	-	2,5
Mg	125	-
Mn	0,1	0,2
Mo	-	0,01
Na (%)	-	35
Ni	-	0,2
NH3	1,5	-
NO ₃	50	10
NO ₂	0,05	1
Pb	0,05	5
Se	0,01	0,02
V	-	0,1
Zn	3	2
ph	6,5 - 8,5	5,5 - 9,0
SO ₄	500	250
TDS	1500	-

6.3.1 Norma NCh. 409 /Of. 84 de Calidad de Agua Potable.

En la norma chilena NCh 409, original de 1984 y modificada en el año 2005, se incluyen cinco tipos de parámetros para evaluar la calidad de las aguas para su uso potable:

1. Tipo I: Parámetros microbiológicos y de turbiedad
2. Tipo II: Elementos o sustancias químicas de importancia para la salud
3. Tipo III: Elementos radioactivos
4. Tipo IV: Parámetros relativos a las características organolépticas
5. Tipo V: Parámetros de desinfección

Sin embargo, para efectos de este trabajo sólo se toman en consideración el tipo II y ciertos parámetros del tipo IV, pues ellos dan cuenta de la presencia de metales y otros términos relacionados con la geología del lugar. En el punto 3.1 del Anexo 3 se adjuntan todas las tablas comparativas realizadas entre los datos químicos de las aguas estudiadas con la norma NCh. 409. En total se estudiaron 17 parámetros de los 20 estipulados en la norma, sólo CN, F y NH₃ no fueron estudiados (Tabla 6.4).

En el punto anterior se determinó una nula o escasa presencia de metales disueltos en las aguas muestreadas, por lo que todos ellos se encuentran bajo el límite máximo que establece esta norma. Entre estos metales se encuentran: As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg (sólo el pozo 6 está en el límite máximo permitido), NO₃, Pb, Se y Zn.

De los pozos muestreados, son aquellos ubicados en el sector de Pueblo Nuevo (pozos 6 y 7) los que presentan más problemas con algunos parámetros de la norma. En las Tablas 6.5 y 6.6 se muestran dichos pozos con las sustancias que sobrepasan el límite máximo permitido por la norma NCh. 409. Además, en la tabla 6.7 se indican los pozos cuyo pH sobrepasa dicha norma.

Tabla 6.5. Parámetros del pozo N° 6 que sobrepasan los valores indicados por la norma NCh 409.

Pozo 6			
Parámetro	Cantidad medida	Límite máximo (mg/l)	Comparación
Hg (mg/l)	0,001	0,001	En el límite
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	600,0	500	Alto
pH	8,5	8,5	En el límite

Tabla 6.6. Parámetros del pozo N° 7 que sobrepasan los valores indicados por la norma NCh 409.

Pozo 7			
Parámetro	Cantidad medida	Límite máximo (mg/l)	Comparación
Mg (mg/l)	128,6	125	Alto
SO ₄ ⁻² (mg/l)	1550,0	500	Muy Alto
pH	8,5	8,5	En el límite
TDS (mg/l)	1979	1500	Alto

Tabla 6.7. Pozos con pH superior o en el límite establecido por la norma NCh 409.

Pozo	pH	Límite máximo	Comparación
9	8,5	6,5 - 8,5	En el límite
17	8,7	6,5 - 8,5	Alto

6.3.2 Norma NCh. 1333 /Of. 78 para Riego

La actual Norma Chilena de Calidad de Agua para su uso en Riego, Of. 78, modificada en 1987, "Requisitos de Calidad del Agua para diferentes usos. Requisitos de Agua para Riego", al igual que su símil de agua potable, incluye numerosos parámetros. Sin embargo, para efectos de este estudio sólo se han analizado algunos de ellos, relacionados a la presencia de metales disueltos en el agua.

En el Apéndice A3.2 se adjuntan las tablas comparativas de esta norma con los resultados obtenidos de los análisis químicos de las aguas estudiadas. En total se estudiaron 22 de los 27 parámetros establecidos por la norma (Tabla 6.4)

Nuevamente destaca en este análisis la nula presencia de metales disueltos, todos bajo el límite máximo establecido por la norma. Al igual que para el agua potable, el pozo 6 alcanza la concentración máxima permitida para Hg, mientras que el pozo 17, al centro de la localidad de Punitaqui alcanza valores por sobre la norma para los nitratos (Tabla 6.8).

La Norma NCh. 1333 permite una cantidad menor de SO₄ que la norma para agua potable presentada anteriormente (de hecho permite la mitad del valor), por lo que además de los pozos 6 y 7, superan el valor máximo permitido los pozos 8 y 9 (Tabla 6.9).

Tabla 6.8. Parámetros del pozo N° 17 que sobrepasan los valores indicados por la norma NCh 409.

Pozo 17			
Parámetro	Cantidad medida	Límite máximo (mg/l)	Comparación
N(NO ₃ ⁻) (mg/l)	12,994	10	Alto

Tabla 6.9. Pozos con valores de SO₄ superior al establecido por la norma NCh 409.

Pozo	SO ₄ ⁻² (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
6	600,0	250	Muy Alto
7	1550,0	250	Muy Alto
9	275,0	250	Alto

7. DISCUSIONES

7.1 Evolución de las Aguas y Detección de Anomalías

Una simple relación entre la elevación de los pozos muestreados (metros sobre el nivel del mar) con el nivel freático de cada uno, indica que la dirección de los flujos subterráneos es SSE- NW (Fig. 7.1), siguiendo así el mismo sentido que siguen las escorrentías superficiales correspondientes al Estero Punitaqui, las que finalmente desembocan en el Río Limarí.

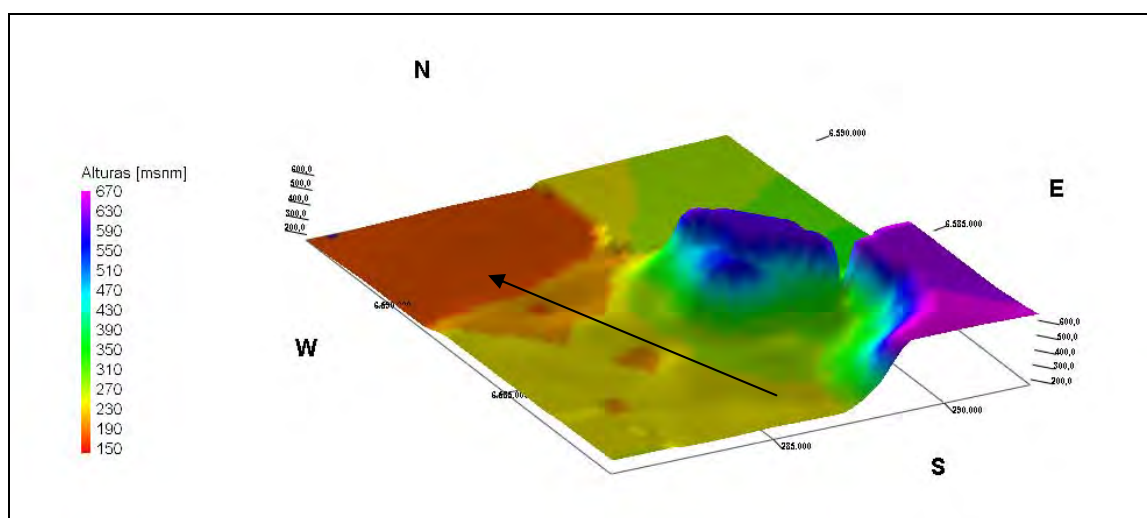


Figura 7.1. Dirección general de flujos subterráneos.

Luego, los pozos ubicados en las zonas topográficamente altas (pozos 1 y 2), junto a aquellos que se encuentran aguas arriba de las zonas con actividad minera (pozos 3, 4, 5, 23 y 24) se consideran pozos con aguas al “inicio” de la evolución química de éstas, mientras que los pozos ubicados en la zona topográficamente baja, al NW de la zona de estudio (pozos 13 y 14), se consideran pozos al “final” de la evolución química de las aguas del acuífero subsuperficial. Esto concuerda con que la principal área de recarga del acuífero sean las zonas topográficamente altas ubicadas al E de la zona de estudio (Ingeniería y Geología Dos Ltda., 1995). Como todos los pozos nombrados son de composición bicarbonatada y cálcica a sódica, se infiere que el acuífero contiene aguas infiltradas recientemente y de circulación local, con poco tiempo de interacción con las rocas circundantes.

La zona inmediatamente aguas abajo de la mina Los Mantos, en el sector de Pueblo Nuevo, de composición sulfatada cálcica y con una cantidad de sales que sobrepasan notablemente a las concentraciones de los demás pozos estudiados, es considerada una zona anómala

respecto de las zonas de recarga de aguas arriba. Esto último se aprecia mejor con el diagrama de Schoeller (1964), indicado en la Figura 7.2.

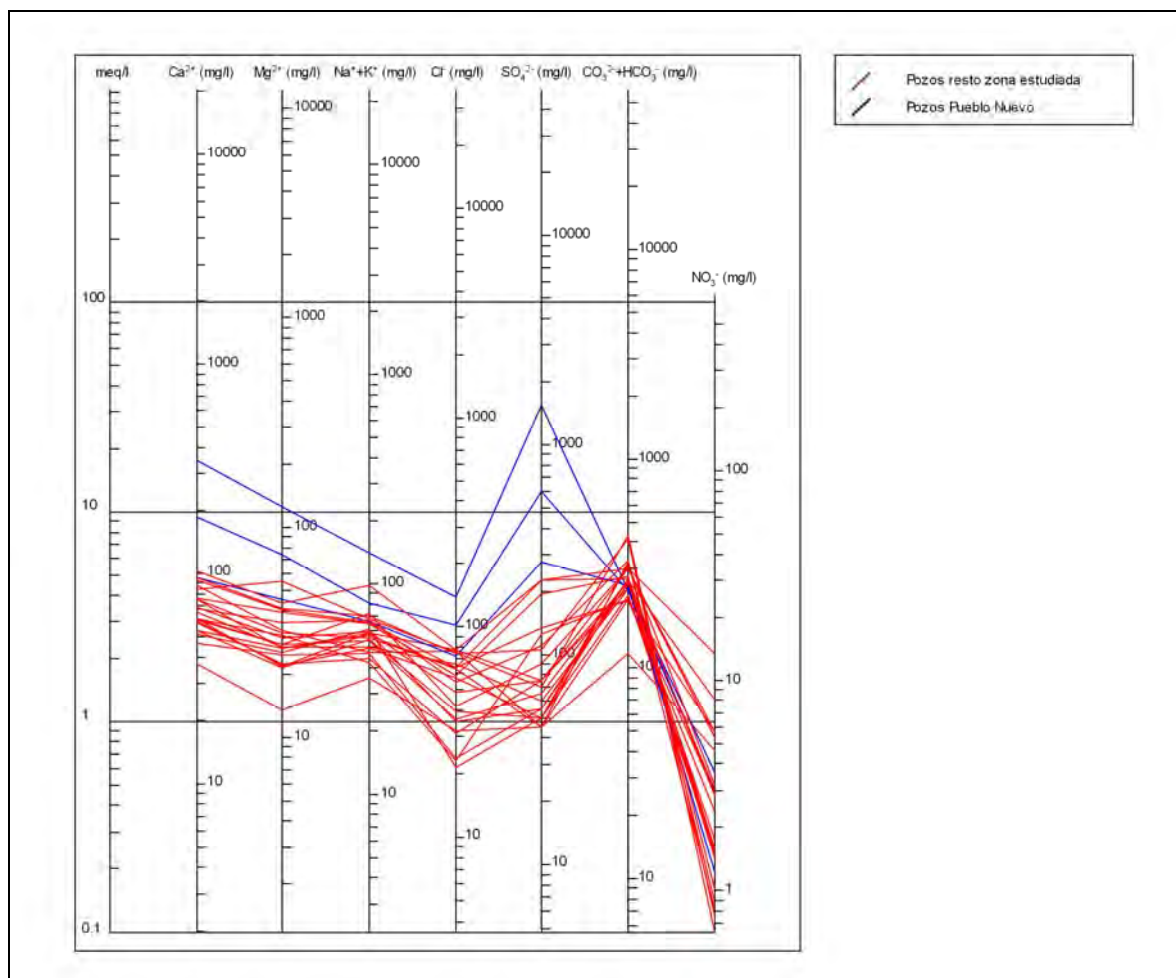


Figura 7.2. Diagrama de Schoeller para la zona de estudio.

Notar que las líneas en azul, correspondientes a pozos del sector de Pueblo Nuevo, presentan concentraciones muy superiores en casi todos los cationes y aniones mayores estudiados, exceptuando a los bicarbonatos.

7.2 Diagramas de Correlación

Los diagramas de correlación presentados en el punto 6.2.2, muestran que las concentraciones de sulfatos y sales ($\text{Na} + \text{Cl}$) son directamente proporcionales a las concentraciones calculadas de TDS. Por lo tanto se hace improbable la precipitación de minerales a partir de sulfatos (p. ej. Yeso), como sí ocurre en algunas zonas del norte de Chile, dentro de un clima hiperárido (Reich et al, 2008).

Sin embargo, del diagrama de Schoeller mostrado anteriormente se infiere que los altos valores de TDS calculados son principalmente por las altas concentraciones de sulfatos en las aguas.

7.3 Origen y Causas de Anomalías en las Aguas

De acuerdo a los puntos anteriores, la zona con anomalías químicas respecto del resto del área se ubica inmediatamente aguas abajo de la Mina Los Mantos, en el sector de Pueblo Nuevo. Las anomalías se refieren a la gran cantidad de sales que poseen las muestras de los pozos en aquella localidad, las cuales corresponden principalmente a sulfatos, probablemente con su origen en la oxidación de sulfuros existentes en la zona de falla Los Mantos. De esto último se puede inferir que la anómala concentración de sulfatos puede tener dos orígenes:

- **Causas Naturales:** debido a que la zona de falla, con rocas muy fracturadas, es un área donde ocurre una gran infiltración de aguas meteóricas que podrían oxidar a los sulfuros del yacimiento existente.
- **Causas Antrópicas:** debido a que actualmente la zona es explotada industrialmente por la Compañía Minera Punitaqui SCM, y los sulfatos existentes sean por la oxidación de la gran cantidad de sulfuros expuestos al ambiente subaéreo en el proceso de extracción realizado por la minera.

Las causas naturales son innegables. Al haber un yacimiento en la zona lo más probable es que aporte algún grado de contaminación, la que es acelerada por los procesos mineros existentes. Si bien no se puede determinar el grado de contaminación que aporta cada una de las fuentes contaminantes con los datos químicos que se tienen, sí se pueden hacer análisis básicos de manera indirecta. La mina El Delirio, ubicada a menos de 1 km al SW de la Mina Los Mantos y en medio de la zona de falla Los Mantos al igual que ésta, no es explotada industrialmente desde 1998 (Higueras et al., 2004), por lo que sus botaderos de estériles son relativamente antiguos. Las aguas de los pozos ubicados inmediatamente aguas abajo de esta mina (pozos 21, 22 y 24), si bien son del tipo bicarbonatada sulfatada, poseen una cantidad mucho menor de sulfatos que los pozos ubicados aguas abajo de la mina Los Mantos. Esto quiere decir que aún estando en medio de la zona de falla Los Mantos, posee una relativamente baja cantidad de sulfatos.

Por lo tanto, la anómala concentración de sulfatos en el sector de Pueblo Nuevo respecto del resto de la zona de estudio podría tener un origen natural o antrópico, siendo un proceso

acelerado por la actividad minera aguas arriba de éste. Consecuentemente, el diagrama de Piper presentado en la Figura 6.1, se puede subdividir en 3 zonas, como muestra la Figura 7.3

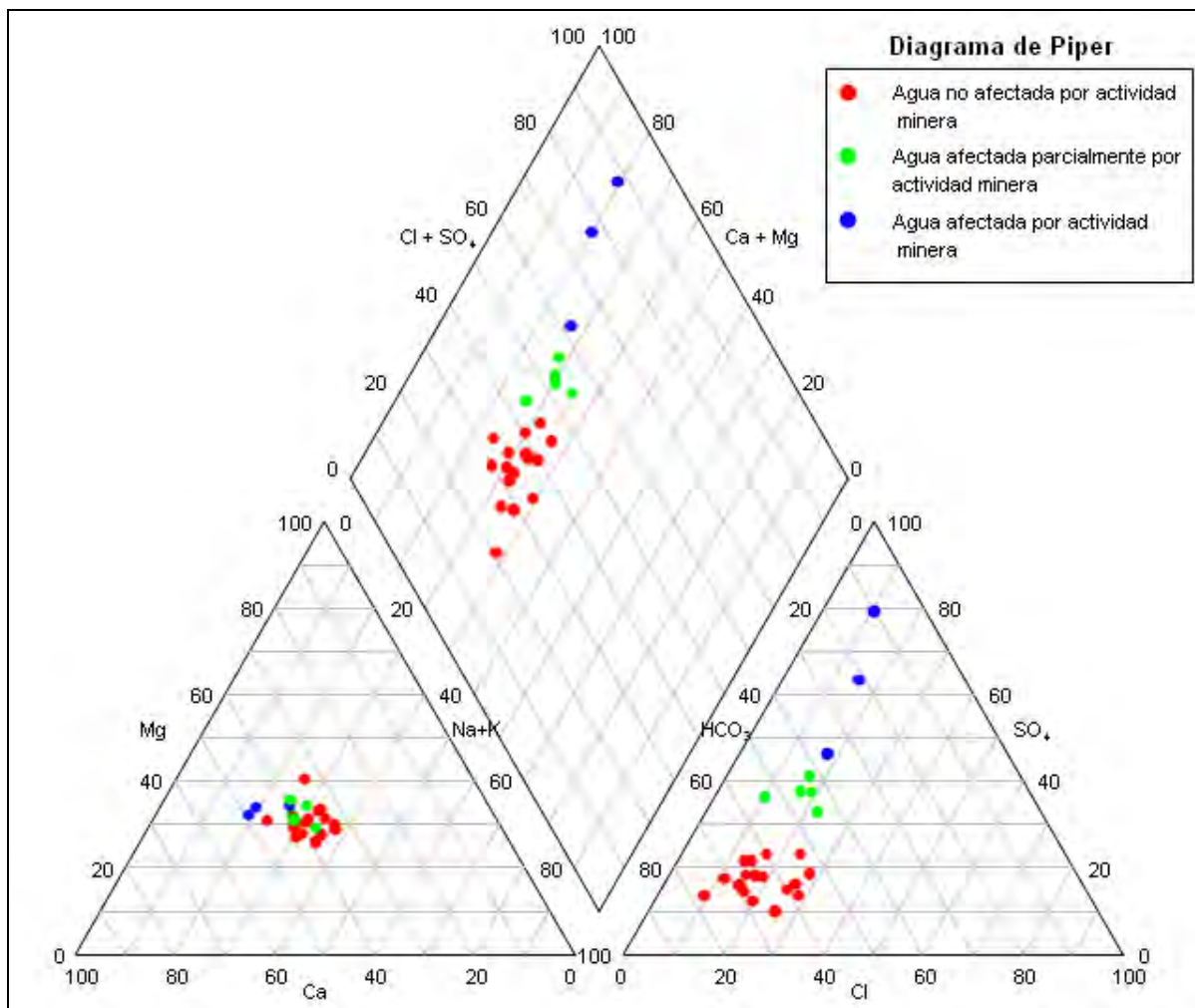


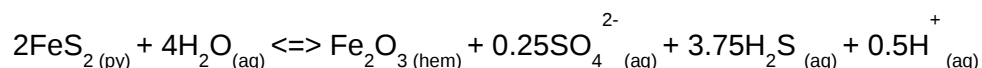
Figura 7.3. Diagrama de Piper zonado según el origen de los contaminantes.

7.4 Análisis de pH y Oxígeno Disuelto

El pH levemente alcalino a neutro observado en casi toda el área de estudio es propia de aguas en equilibrio con rocas intrusivas del Batolito Illapel, litología dominante en toda la cuenca.

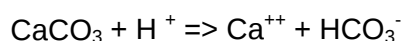
Las zonas con un pH anómalo respecto al resto del área de estudio, como el pozo 21 que posee un pH levemente ácido y con una gran cantidad de sulfatos, se debe justamente al

origen de éstos mediante el proceso de oxidación de sulfuros, el que además acidifica el agua. Como ejemplo se dispone de la siguiente reacción:



Así, la natural oxidación de sulfuros genera sulfatos y acidifica el agua. Luego, para los pozos ubicados en Pueblo Nuevo, aguas abajo de la mina Los Mantos, debe ocurrir algún proceso antrópico que además de generar una gran cantidad de sulfatos por oxidación de sulfuros, alcaliniza las aguas.

Una explicación sería la utilización de cal para neutralizar las aguas. Esta es una práctica común utilizada para alcalinizar el drenaje ácido generado en los procesos de lixiviación, los cuales al filtrarse acidifican el suelo y consecuentemente lo inhabilitan para su uso en agricultura. La reacción que genera la introducción de cal (caliza molida), es la siguiente:



Esto explicaría el pH notablemente alcalino y la gran cantidad de sulfatos presentes en los pozos de Pueblo Nuevo, además de las altísimas concentraciones de Ca en estos pozos (Fig. 7.2).

La segunda explicación posible para la alta alcalinidad medida en dichas aguas reside en los procesos mineros de flotación, comúnmente utilizados para separar Cu del resto de los minerales presentes en el yacimiento. Para este proceso, realizado en piscinas de flotación, se requiere agua notablemente alcalina (pH sobre 10; Taggart, 1945). Si estas aguas son infiltradas sin un tratamiento previo podrían alcalinizar las aguas del acuífero donde se infiltran.

En el mismo sector de Pueblo Nuevo, dada la gran cantidad de sulfatos medidos en el agua se infiere un medio sólido muy oxidado, y consecuentemente una fase líquida reducida, lo que concuerda con la baja cantidad de oxígeno disuelto medido en el pozo N°7. Esta reducción de la fase líquida convierte al agua subterránea de este sector en potencialmente peligrosa, ya que los metales pesados que están en su especie más estable en estado sólido (especie oxidada), podrán diluirse y tenderán a su especie más peligrosa para la salud humana (especie reducida). Tal es el caso del As, que de su especie sólida (Arsenato), muy estable e inofensiva, al diluirse tiende a su especie más peligrosa, Arsenito.

7.5 Elementos Traza o Metales Disueltos

La nula o escasa presencia de metales disueltos en las aguas subterráneas de la cuenca de Punitaqui es concordante con datos de trabajos anteriores, donde se establece que estos metales (especialmente Cu y Hg) se encuentran en concentraciones altísimas sólo en suelos y sedimentos aguas abajo de la Mina Los Mantos, pero son inexistentes en las aguas superficiales (Higueras et al., 2004). Por lo tanto, se puede establecer una relación entre las aguas superficiales y las aguas subterráneas en la cuenca del Estero Punitaqui.

El transporte de metales depende de las condiciones redox y del pH. El hecho de que hayan altas concentraciones de metales en sedimentos y bajas en el agua indican que las condiciones existentes no son las apropiadas para el transporte de metales, concordante con una fase líquida reducida y pH alcalino medido en las aguas subterráneas en el sector de Pueblo Nuevo.

7.6 Elementos sobre las Normas de Aguas Chilenas

Los únicos elementos o sustancias que se encuentran por sobre la norma Nch. 409 para agua potable corresponden a los sulfatos (SO_4^{2-}) y al magnesio (Mg^{++}), los cuales hacen que el TDS también se encuentre sobre dicha norma en un pozo (pozo 7). De estas sustancias, son los sulfatos los que más se alejan del límite máximo establecido por la norma, llegando incluso a triplicar este valor en el pozo N° 7.

Con respecto a la norma chilena de riego, NCh. 1333, los pozos del sector de Pueblo Nuevo presentan valores por sobre la norma para los sulfatos, llegando a valores extremadamente altos relativo al límite máximo establecida por la norma. Además, el pozo 17, ubicado en pleno centro de Punitaqui, posee valores de nitratos parcialmente elevados por sobre la norma.

Cabe señalar que estas sustancias sólo afectan a los pozos ubicados en Pueblo Nuevo, lo que indica una dispersión limitada de los contaminantes, siendo este dato concordante con lo establecido por Higueras et al (2004 y 2005), cuyos datos químicos de suelos, sedimentos y atmósfera indican una dispersión de contaminantes no mayor a los 2 km aguas abajo de la mina Los Mantos.

8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

8.1 Conclusiones

Mediante un muestreo geoquímico realizado en aguas pertenecientes al acuífero subsuperficial de la cuenca del Estero Punitaqui, se han detectado zonas con distintas características físico químicas.

Se ha logrado determinar una zona con claras evidencias de una contaminación (natural o antrópica) por sustancias químicas, especialmente sulfatos (SO_4^-) y algunos elementos mayores como el magnesio (Mg^{++}). Esta zona corresponde al sector donde se ubica la localidad de Pueblo Nuevo, 2 km al SE del centro de Punitaqui, e inmediatamente aguas abajo de la mina Los Mantos, operada por la Compañía Minera Los Mantos de Punitaqui SCM. Las aguas asociadas a estos pozos son del tipo sulfatadas cálcicas, a diferencia del resto de los pozos estudiados en la cuenca, los que son del tipo bicarbonatados calco – sódicos, y algunos pozos parcialmente contaminados, cuyas aguas son del tipo bicarbonatadas sulfatadas calco-sódicas. Los tipos de agua dan cuenta de un acuífero superficial, con infiltración relativamente reciente.

Con los datos químicos disponibles, no es posible discernir si el origen de los contaminantes es por causas naturales, antrópicas, o ambas. Dada la presencia de los yacimientos de mercurio, oro y cobre, es innegable una contaminación natural, la que podría estar siendo acelerada por las faenas de la minera, exponiendo al ambiente subaéreo los sulfatos existentes en el yacimiento. Además, la actividad minera tiene responsabilidad en la notablemente alta alcalinidad de las aguas subterráneas en los pozos de Pueblo Nuevo, ya sea al utilizar cal para aumentar el pH de los drenajes altamente ácidos que se generan en los procesos de lixiviación para la obtención del Cu y Au explotados actualmente, o en infiltrar aguas altamente alcalinas provenientes del proceso de flotación.

Cabe señalar que la zona con rasgos de contaminación es sumamente acotada, afectando a las aguas sólo hasta 2 km aguas abajo de la mina Los Mantos, aproximadamente. El resto del área de estudio posee aguas de muy buena calidad, sin contaminantes de origen químico. Podría inferirse entonces una importante componente natural en la contaminación, dada lo acotada de la zona contaminada.

Con respecto a los metales disueltos (As, Hg, Cu, etc), su presencia es nula o escasa en la totalidad del área estudiada, incluyendo la zona contaminada, según la técnica analítica utilizada. Esto se da ya que las condiciones redox y de pH no son favorables para el

transporte de metales en las aguas subterráneas de la cuenca del Estero Punitaqui. Se descarta así una posible contaminación por metales pesados. Sin embargo, la zona de Pueblo Nuevo es potencialmente peligrosa a ser afectada por este tipo de contaminación, ya que con una fase líquida reducida los metales que se encuentran en su estado sólido y menos peligroso, tenderán a diluirse y pasar a su especie más peligrosa, nociva para la salud humana.

Finalmente, la zona contaminada posee valores de sulfatos muy por sobre las normas chilenas para agua potable y para agua de riego (NCh. 409 y NCh. 1333, respectivamente), mientras que el sector central de Punitaqui posee valores de nitratos levemente por sobre la norma chilena de riego NCh. 1333.

8.2 Recomendaciones

Dado que el área contaminada corresponde a una zona sumamente acotada, se recomienda clausurar todos los pozos y norias que se encuentran ubicados en el sector de Pueblo Nuevo. Para la obtención de agua en dicha localidad, se recomienda la construcción de un by-pass para extraer agua *aguas arriba* de la mina Los Mantos, y llevarla por medio de tuberías hasta Pueblo Nuevo.

Si bien no es posible determinar si los contaminantes son totalmente de origen natural o antrópico, sí se puede determinar algún grado de responsabilidad de la Compañía Minera Punitaqui SCM en la contaminación de las aguas subterráneas del sector de Pueblo Nuevo. Por esto se recomienda llevar una fiscalización sobre sus métodos de control de desechos mineros, tanto en sus drenajes ácidos como en la alcalinidad del agua que se desecha del proceso de flotación. En este mismo tema, cabe destacar que gracias al trabajo en terreno que se realizó para esta memoria, se logró comprobar la existencia de pozos no inscritos (extracciones de agua no autorizadas) por parte de la minera y de la inexistencia de los estudios ambientales que la compañía debe hacer periódicamente. Los pozos mencionados fueron clausurados y la Compañía Minera Punitaqui SCM se encuentra en proceso de sanción por parte de la CONAMA.

Por otro lado, se recomienda también realizar estudios que investiguen sobre otros tipos de contaminantes que puedan influir en la calidad de las aguas subterráneas de Punitaqui. De los posibles contaminantes, dado el carácter agrícola de la zona, se destacan aquellos de origen biológico.

Por último, como uno de los fines de este estudio era constituir una línea base para próximos trabajos, se recomienda realizar periódicamente mediciones químicas (ojalá mediciones estacionales), con el fin de detectar y controlar posibles contaminantes que puedan aparecer con el paso del tiempo.

9. REFERENCIAS

- Adriasola, A. 1997. Relación entre estructura y mineralización en el distrito minero Los Mantos de Punitaqui. Memoria de Título. Departamento de Geología, Universidad de Chile. 149 p y anexos. Santiago, Chile.
- Aguirre, L., Egert, E. 1965. Cuadrángulo Quebrada Marquesa, Provincia de Coquimbo. Instituto de Investigaciones Geológicas, Carta Geológica de Chile, N° 15. 92p.
- Aguirre, L., Egert, E. 1970. Cuadrángulo Lambert, Provincia de Coquimbo. Instituto de Investigaciones Geológicas, Carta Geológica de Chile, N° 23. Santiago, Chile.
- Corvalán, J. 1966. Fauna de las calizas del área del Reloj al sur de Ovalle. Inst. Invest. Geol., informe inédito, Santiago, Chile.
- Custodio, E. 1965. Notas sobre hidroquímica. Comisaría de aguas del Pirineo Oriental y Servicio Geológico de Obras Públicas. Barcelona. 103 págs.
- Custodio, E., Llamas, M.R. 1976. Hidrología Subterránea. Ed. Omega S.A, Primera Edición. Barcelona.
- Gana, P. 1991. Mapa Geológico de la Cordillera de la Costa entre La Serena y Quebrada El Teniente, Región de Coquimbo. Servicio Nacional de Geología y Minería, Documentos de Trabajo, No 3, escala 1:100.000. Santiago.
- Higueras, P., Oyarzun, R., Oyarzún, J., Maturana, H., Lillo, J., Morata, D. 2004. Environmental assessment of copper-gold-mercury mining in the Andacollo and Punitaqui districts, northern Chile. Applied Geochemistry 19, 1855-1864.
- Higueras, P., Oyarzun, R., Lillo, J., Oyarzún, J., Maturana, H. 2005. Atmospheric mercury data for the Coquimbo region, Chile: influence of mineral deposits and metal recovery practices. Applied Geochemistry 39, 7587-7596.
- Ingeniería y Geología Dos Ltda., 1995. Estudio "Hidrogeología preliminar cuenca del estero Punitaqui": resumen, 10 p. Ingeniería y Geología Dos Ltda., Santiago, Chile.

Kolodiyajnaia, A. 1962. Influence of the chemical composition of atmospheric precipitations on sea-littorals upon karst formation. Int. Geological Congress, Atenas. Greek Inst. Geology and Subsurface Research, Atenas, 1964. págs 249-255.

Levi, B., Nyström, J.O., Thiele, R., Aberg, G. 1987. Geochemical polarities in Mesozoic – Tertiary volcanic rocks from the Andes in central Chile and tectonic implications. J. South American Geology. 1, p. 63-74.

Matveyev, A. y Bashmakova, O. 1967. Chemical composition of atmospheric precipitation in some regions of the URSS. Soviet Hydrology: Selected papers nº5. págs. 480-491.

Mpodozis, C., Moscoso, R. 1988. Estilos Estructurales en el Norte Chico de Chile (28°S – 31°S), Regiones de Atacama y Coquimbo. Revista Geológica de Chile, Vol 15, Nº2.

Oyarzún J., Oyarzún R., Pavicic, S. 2001. Estudio prospectivo en un distrito de Cu-Au-Hg asociado a zona de cizalla: Punitaqui, Chile. Boletín Geológico y Minero, Vol. 112, Núm. 2, pp 75-84.

Pavicic, S. 1998. Geología distrital escala 1:10.000 del distrito minero Los Mantos de Punitaqui. Informe inédito. Proy. FONDEF, 60p., mapas y anexos.

Pineda, G. 1996. Geología del área central-norte de la provincia del Elqui, entre las coordenadas 29°45'-30° lat. Sur y 70°39'-71°05' long. Oeste. Memoria de Título, Geólogo (Inédito), Universidad de Chile, Departamento de Geología, 114 p.

Piper, A. 1944. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analysis. Trans. Am. Geophysics Un 25: 914-928.

Reich, M., Palacios, C., Parada, M.A., Fehn, U., Cameron, E.M., Leybourne, M.I., Zúñiga, A. 2008. Atacamite formation by deep saline waters in copper deposits from the Atacama Desert, Chile: evidence from fluid inclusions, groundwater geochemistry, TEM, and ³⁶Cl data. Miner Deposita 43: 663-675 pp.

Rivano, S., Sepúlveda, P., Hervé, M., Puig, A. 1985. Geocronología K-Ar de las rocas intrusivas entre los 31°-32° LS., Rev. Geol. Chile, Nº24, pp 63-74.

Rodier, J. 1981. Análisis de las Aguas, Aguas Naturales, Aguas Residuales, Agua de Mar. Ediciones Omega, Barcelona, 1059 p.

Schoeller, H. 1962. Les eaux souterraines. Masson, Paris. Capítulo 7, págs. 257-387.

Schoeller, H. 1964. La classification géochimique des eaux. IASH. General Assembly of Berkeley 1964. Pub 64, páginas 16-24.

Stiff, H. A. 1951. The interpretation of chemical water analysis by means of patterns. Journal of Petrology Technol. 3: 15-17.

Taggart, A.F. 1945. Handbook of Mineral Dressing, John Wiley, New York, USA.

Thomas, H. 1967. Geología de la Hoja Ovalle y Carta Geológica (1:250.000). Instituto de Investigaciones Geológicas, Boletín N° 23, 58 p. Santiago, Chile.

Veit, H. 1996. Southern Westerlies during Holocene deduced from geomorphological and pedological studies in Norte Chico, northern Chile. Palaeogeogr. Palaeocl. Palaeoecol. 123, 107-119.

APÉNDICES

APÉNDICE 1

A continuación se presentan las características físico-químicas de cada pozo, además de los resultados de los análisis químicos para cada muestra de agua.

Tabla A1.1. Coordenadas de los pozos y sus parámetros físico-químicos.

Nº Pozo	Coordenadas		Parámetros medidos en terreno				
	UTM Norte	UTM Este	ph	CE (uS/cm)	T° (°C)	OD (mg/l)	N. Estático (m)
1	6580928	289981	7,3	415	18,60	5,70	5,9
2	6583174	292347	7,8	819	14,40	5,90	1,3
3	6583849	288106	7,7	701	20,90	8,40	-
4	6583874	287916	7,9	640	21,40	8,25	-
5	6584188	287501	7,5	785	21,07	7,40	-
6	6584121	285747	8,5	1580	19,60	7,09	9,4
7	6583845	285918	8,5	2740	17,95	3,80	3,9
8	6584272	284810	8,2	981	19,94	9,19	5,6
9	6584153	285127	8,5	1043	20,23	7,09	6,0
10	6586024	287424	7,1	1015	15,42	5,90	3,3
11	6586861	285554	-	-	-	-	8,3
12	6584870	284469	6,8	600	19,30	8,20	6,1
13	6593354	281044	6,8	811	19,20	8,10	4,3
14	6590899	283100	7,0	877	17,60	5,13	4,3
15	6588055	284379	7,0	651	18,20	9,11	3,2
16	6590078	283418	7,1	740	20,50	10,40	4,0
17	6586747	283969	8,7	1187	17,35	7,86	5,4
18	6590655	280258	7,1	1800	18,90	10,60	8,8
19	6591890	281825	7,3	1066	19,70	10,80	11,6
20	6585849	281415	6,7	1007	17,34	8,84	2,8
21	6581443	285788	6,1	815	21,79	7,12	16,0
22	6580693	285748	7,3	652	20,16	9,17	8,4
23	6580646	285074	7,7	672	21,37	8,80	3,5
24	6582184	284642	8,3	630	18,66	8,39	9,6
25	6584488	284159	7,9	639	19,66	8,67	7,2
26	6587985	283515	7,0	838	19,75	10,73	7,7
27	6586442	282606	7,0	602	21,24	10,60	10,0
29	6592021	284227	7,3	648	22,00	13,40	25,0

Tabla A1.2. Concentraciones de elementos mayores en cada pozo.

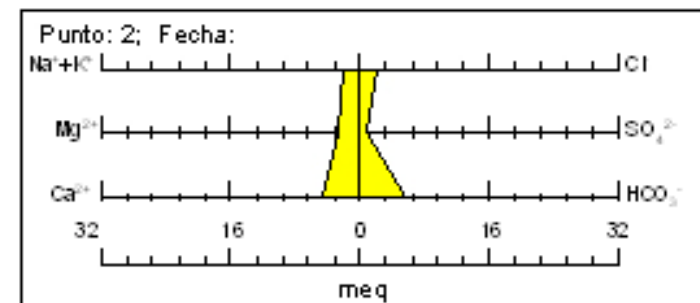
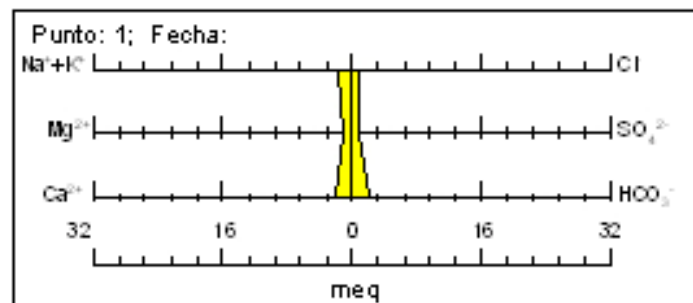
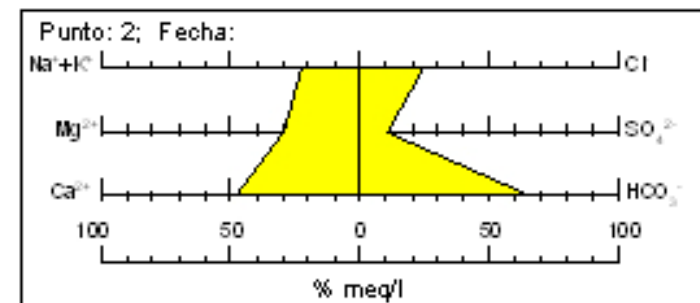
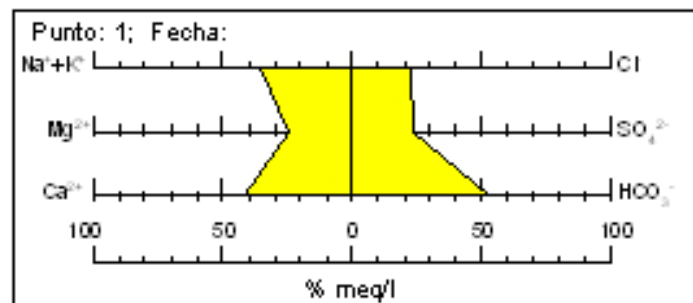
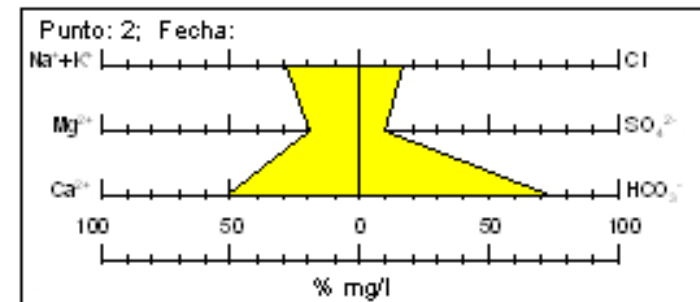
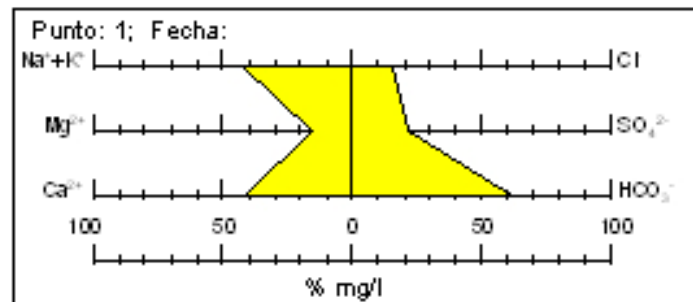
N° Pozo	Cationes Mayores (mg/l)				Aniones Mayores (mg/l)			Nutrientes (mg/l)
	K ⁺	Na ⁺	Ca ⁺²	Mg ⁺²	SO ₄ ⁻²	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	N(NO ₃)
1	3,4	35,2	37,7	13,7	45,0	31,8	128	4,542
2	0,6	48,6	89,6	33,2	45,0	76,7	350	0,867
3	2,4	50,6	66,7	27,5	60,0	66,8	261	1,690
4	2,3	49,7	60,4	22,5	50,0	57,4	244	1,453
5	3,6	58,8	76,4	26,9	75,0	78,3	266	1,491
6	3,8	81,8	188,1	76,0	600,0	101,5	256	3,546
7	5,4	142,6	354,1	128,6	1550,0	140,0	257	2,962
8	1,9	67,3	93,8	41,4	225,0	63,5	290	1,530
9	1,7	67,7	97,5	46,2	275,0	72,5	271	1,201
10	3,7	70,8	97,5	42,0	105,0	75,0	454	0,109
11	2,4	55,1	54,3	22,0	50,0	39,3	293	2,745
12	3,1	65,3	77,6	40,3	195,0	59,0	299	0,788
13	2,8	72,9	61,0	28,4	90,0	42,1	329	5,194
14	4,4	67,0	69,3	36,0	110,0	55,0	354	0,997
15	3,1	43,7	59,4	23,0	75,0	31,0	281	1,390
16	3,6	53,9	62,1	28,4	65,0	36,4	287	7,879
17	5,5	98,7	103,6	44,5	225,0	77,9	329	12,994
18	9,6	19,0	143,7	54,8	250,0	3217,6	384	3,673
19	3,0	22,2	64,5	37,4	155,0	95,9	336	4,463
20	1,7	69,5	85,8	56,5	70,0	75,3	472	0,739
21	3,5	55,7	75,8	31,9	135,0	63,6	231	5,490
22	4,6	56,4	54,3	27,1	45,0	62,9	233	2,824
23	6,0	50,6	59,5	34,0	350,0	43,5	281	1,600
24	2,3	42,4	62,0	31,3	125,0	23,1	232	2,330
25	2,1	59,8	62,0	22,3	55,0	35,3	292	1,536
26	4,8	58,8	70,0	30,4	75,0	48,9	329	5,510
27	2,4	46,8	46,9	25,3	55,0	23,8	275	2,923
29	0,9	62,4	52,2	25,9	50,0	21,4	342	3,061

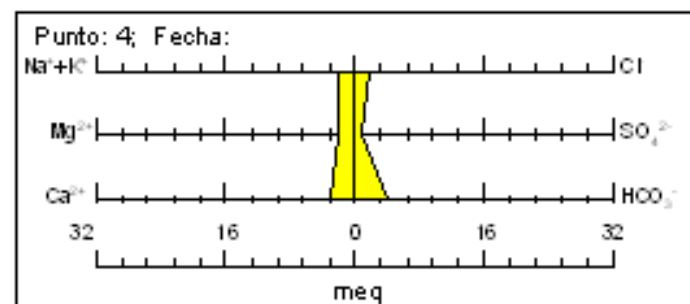
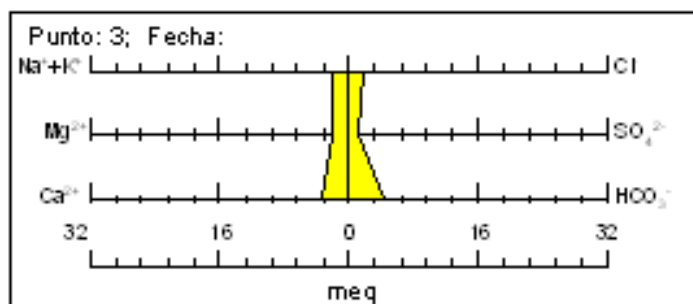
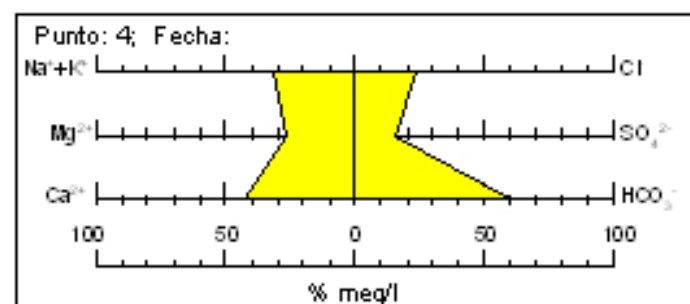
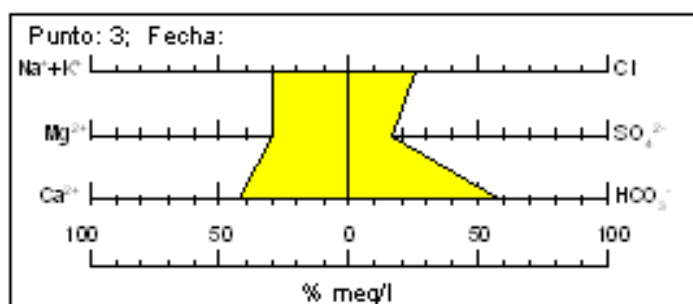
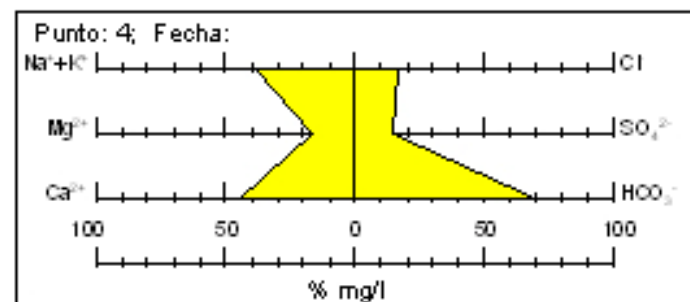
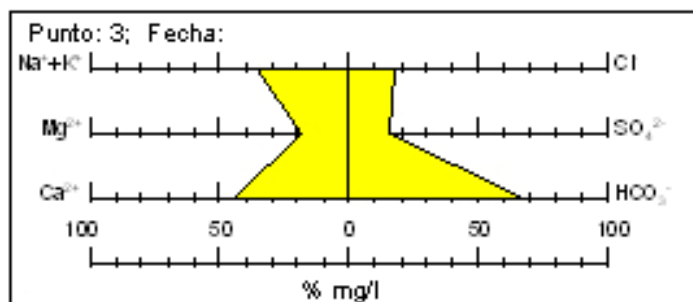
Tabla A1.3. Concentraciones de elementos traza en cada pozo.

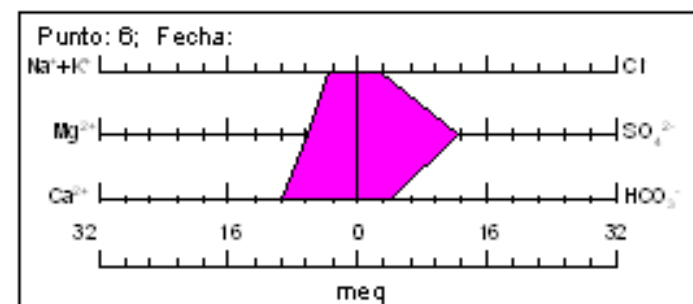
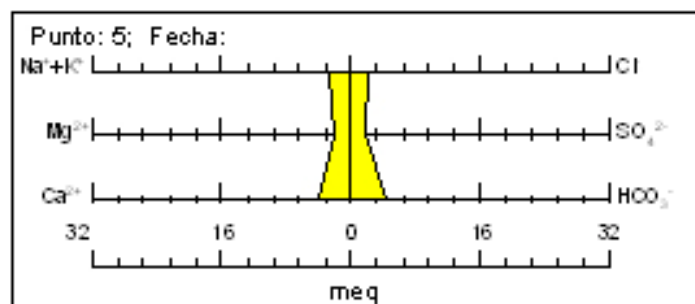
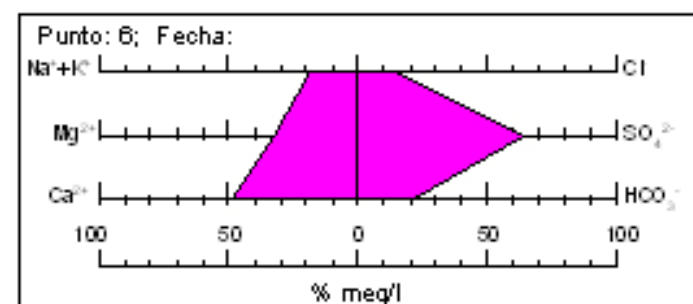
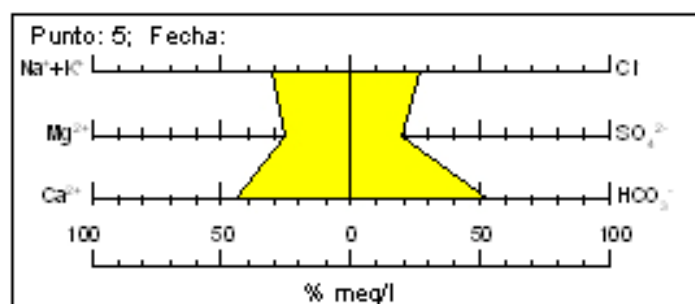
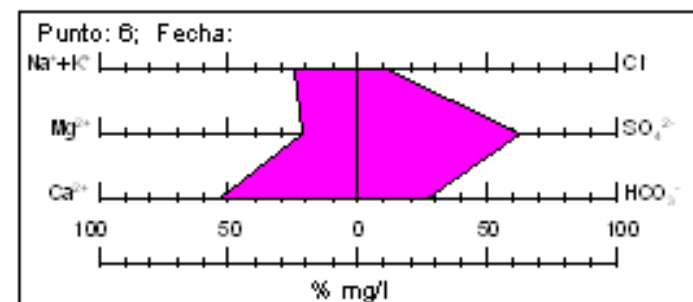
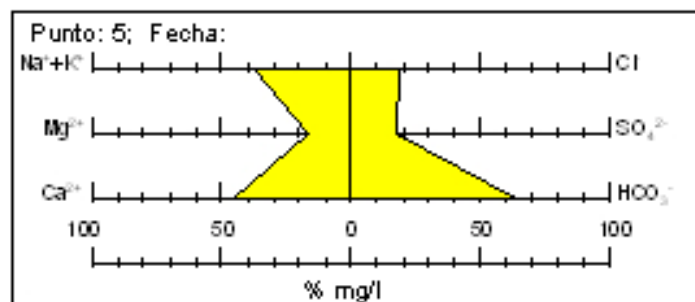
[illegible]

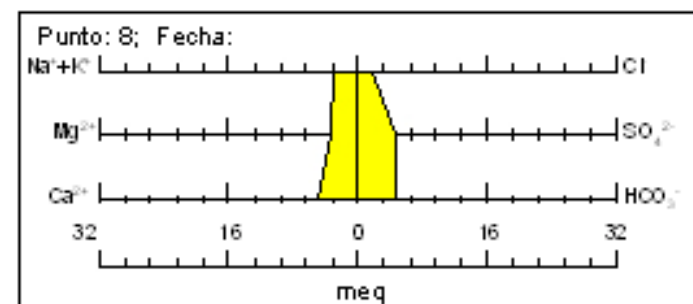
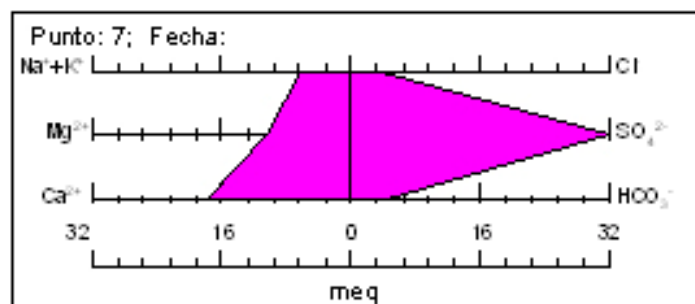
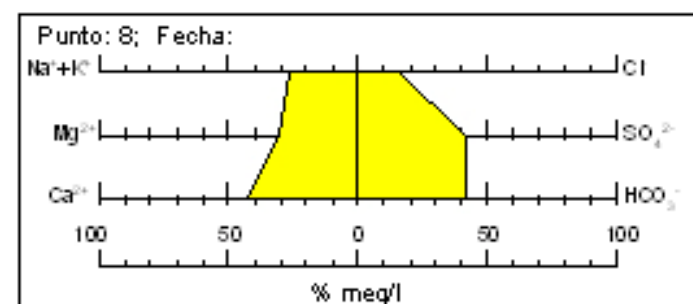
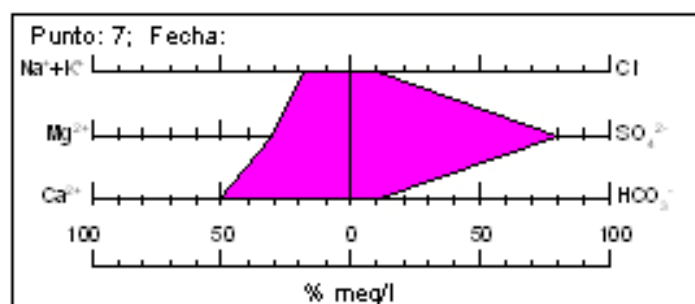
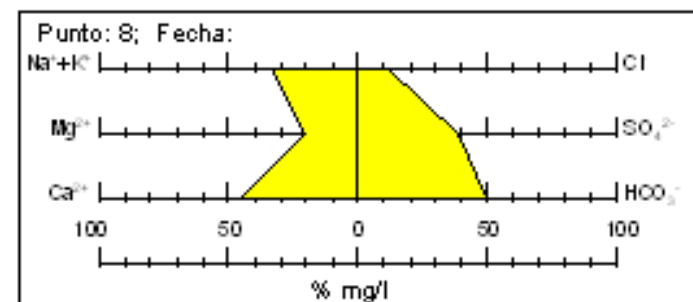
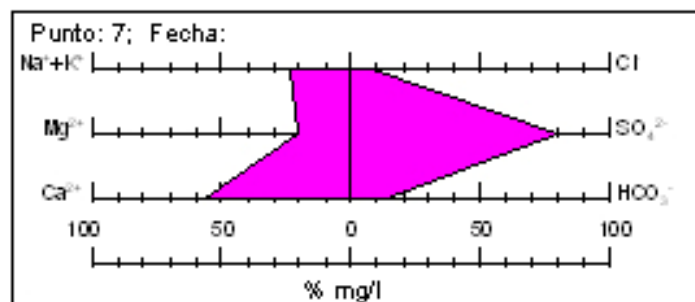
APÉNDICE 2

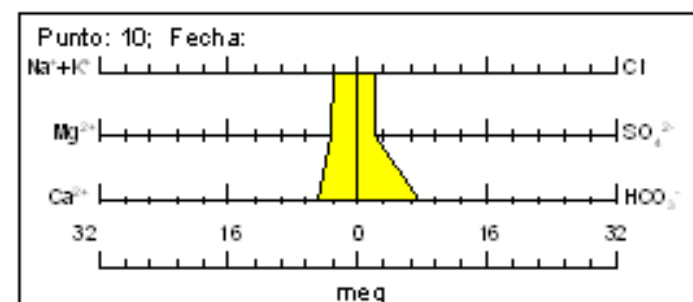
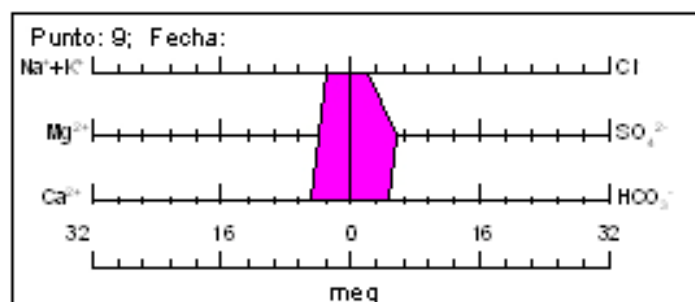
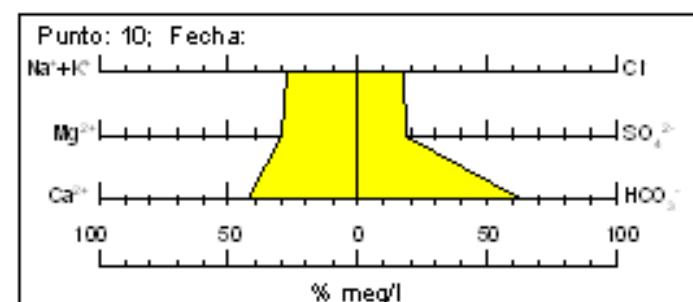
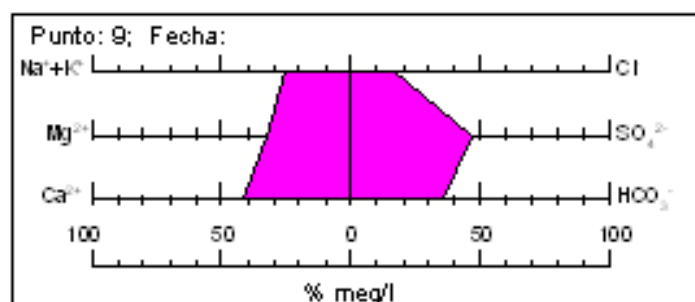
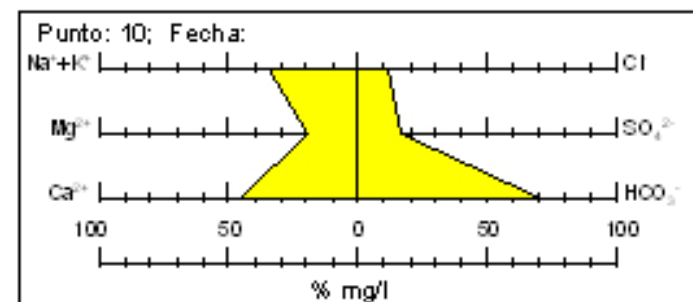
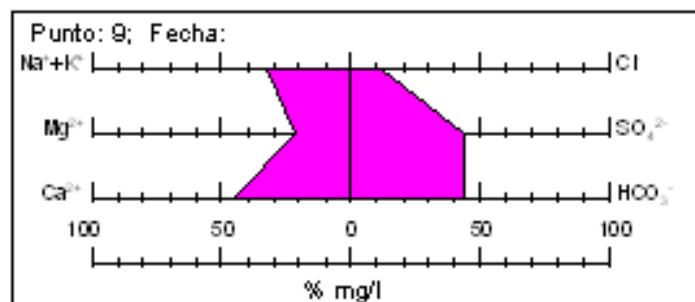
Diagramas de Staff.

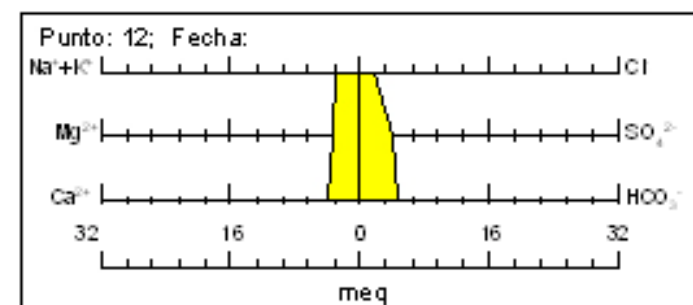
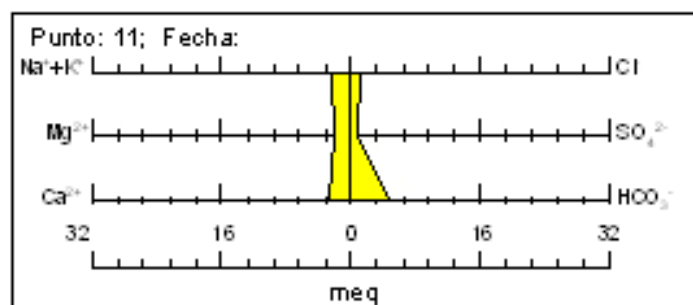
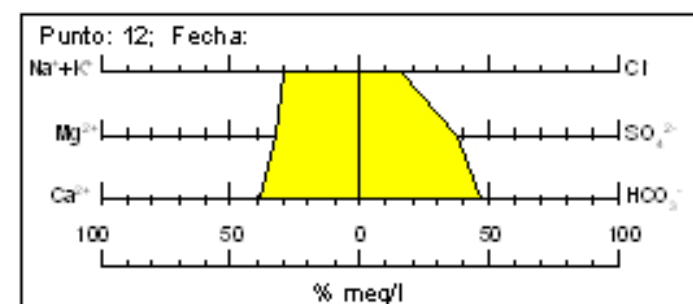
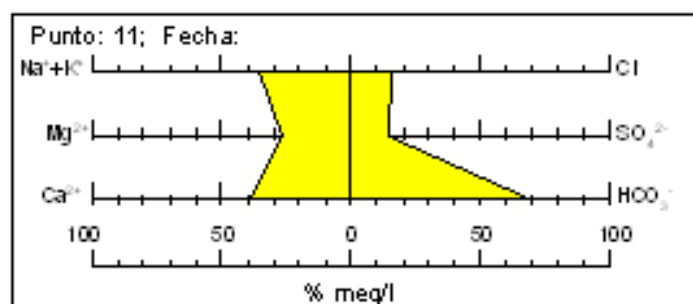
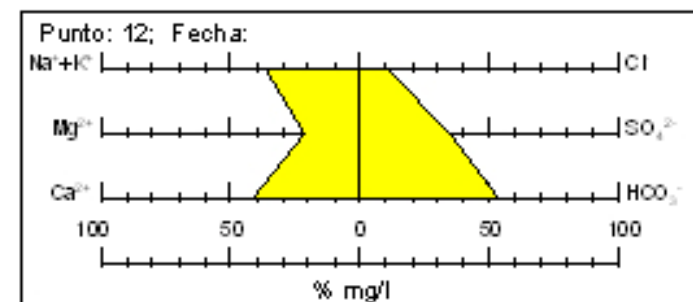
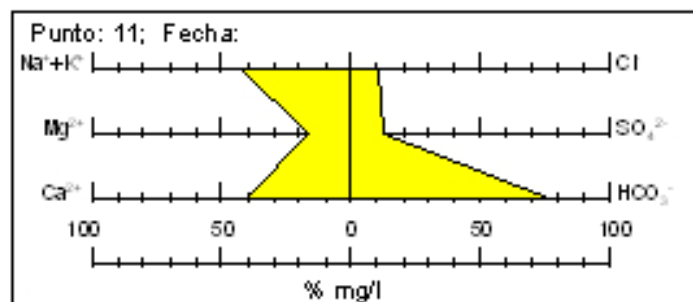


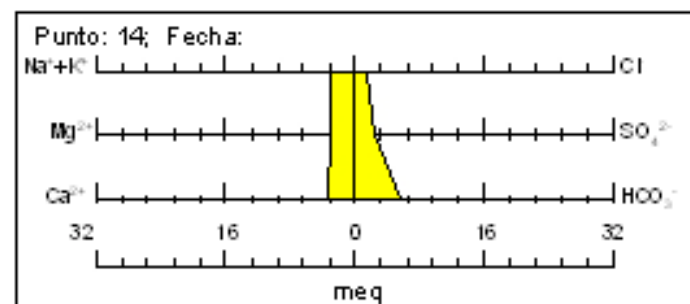
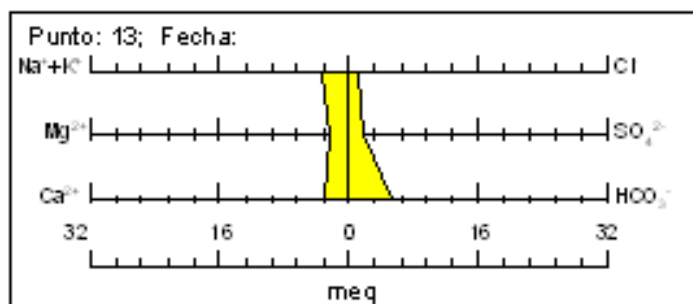
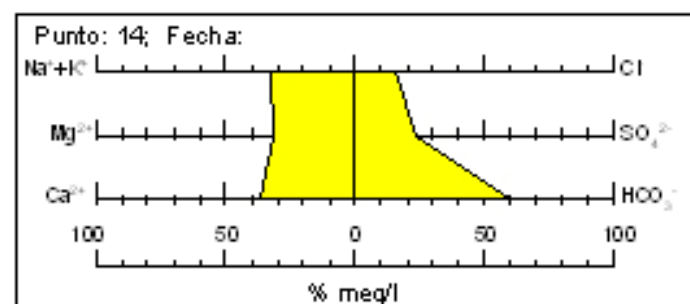
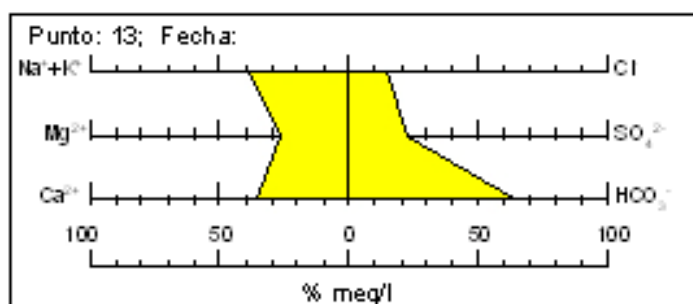
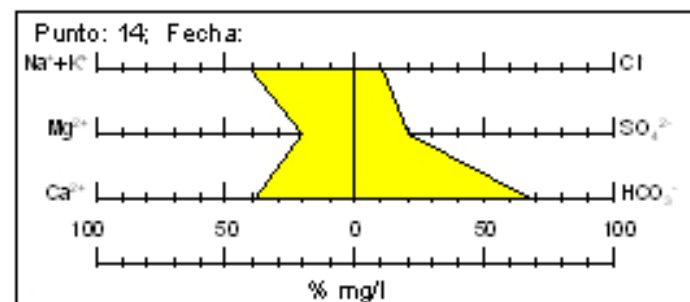
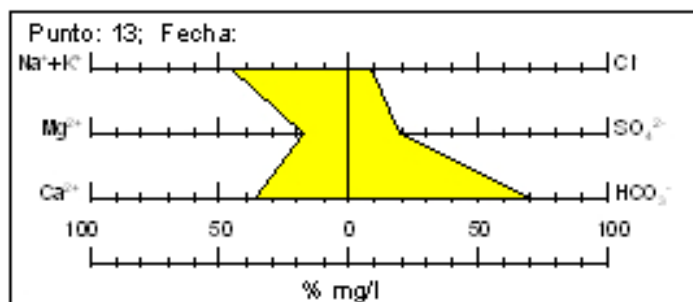


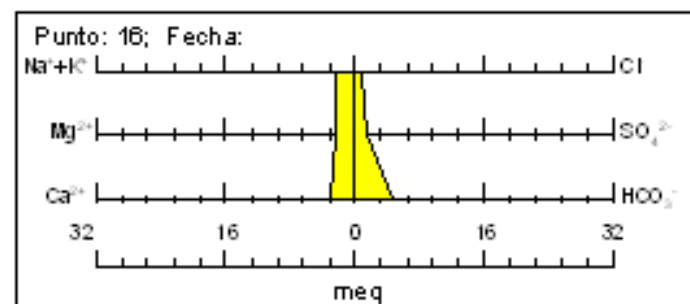
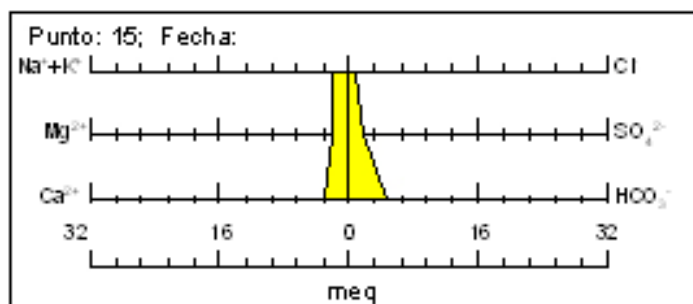
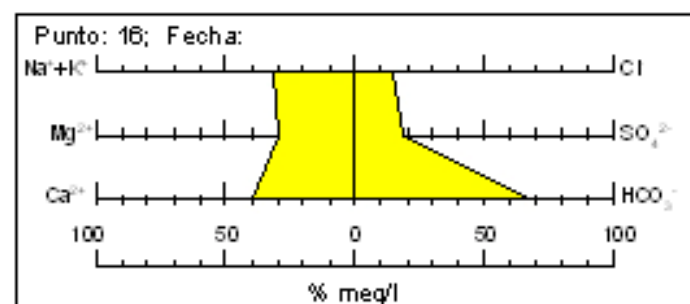
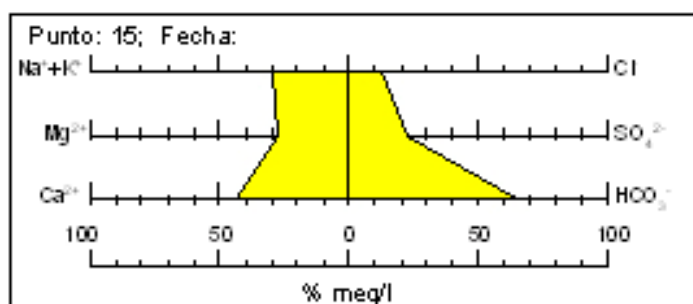
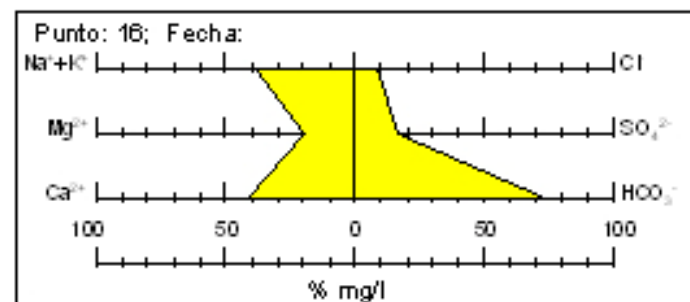
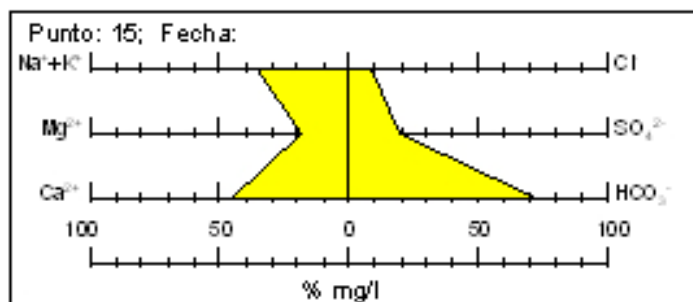


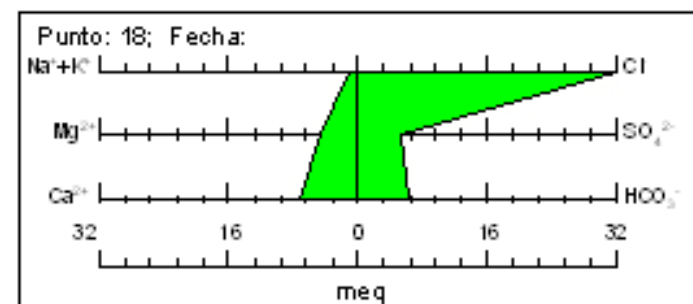
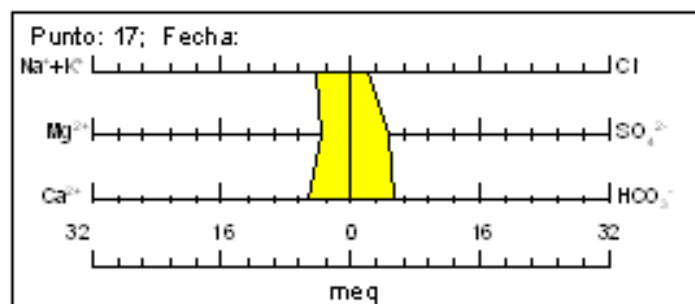
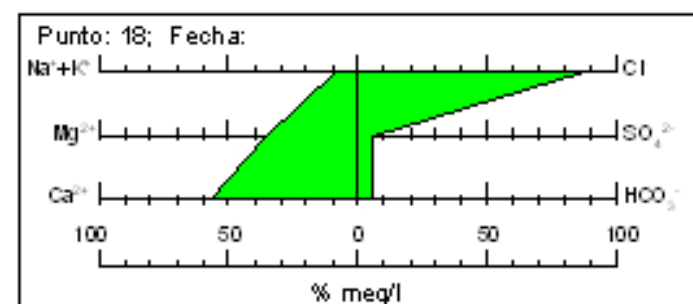
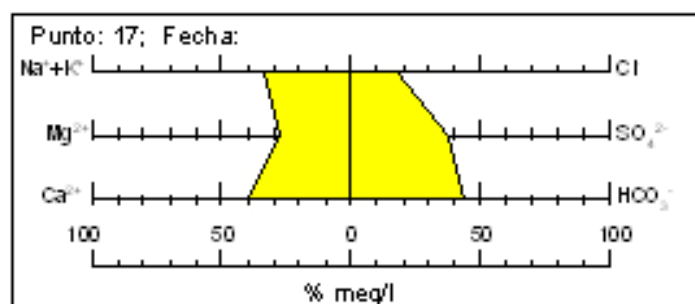
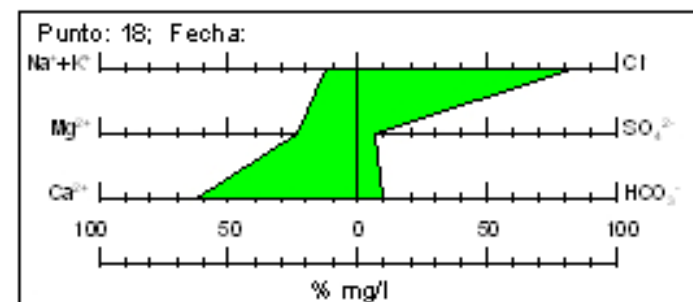
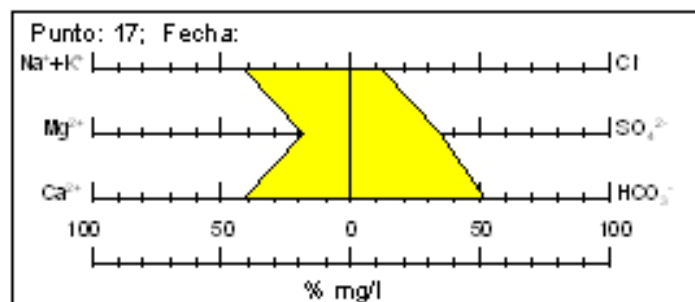


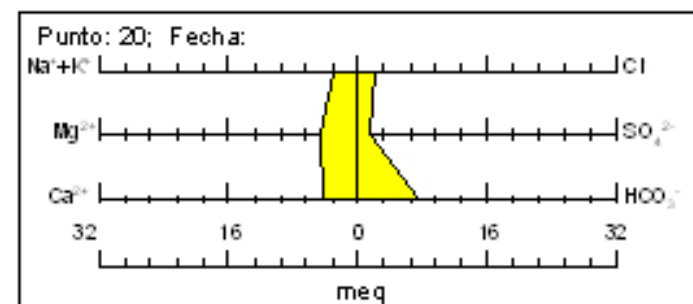
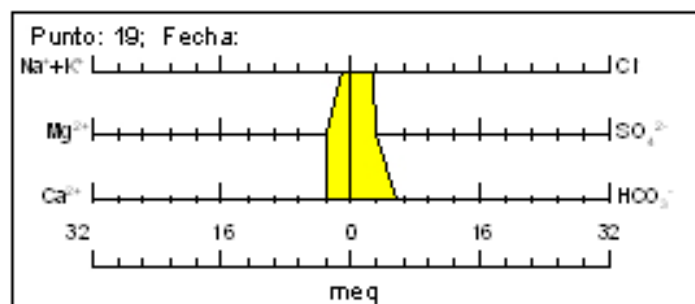
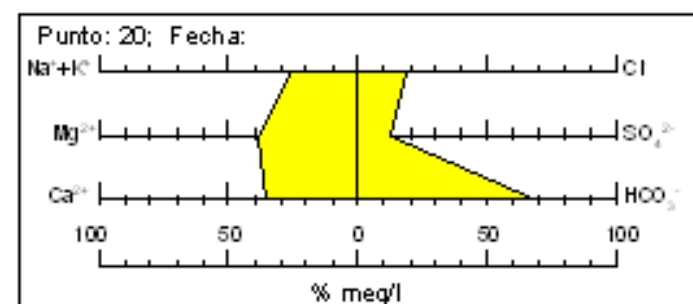
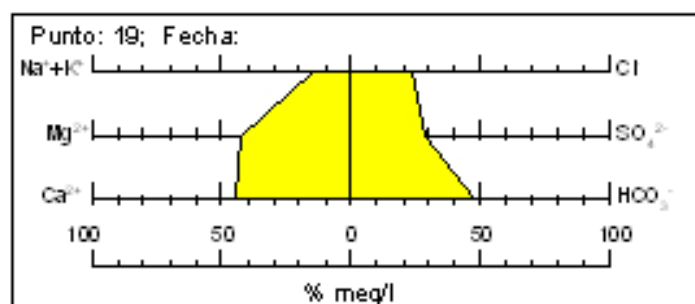
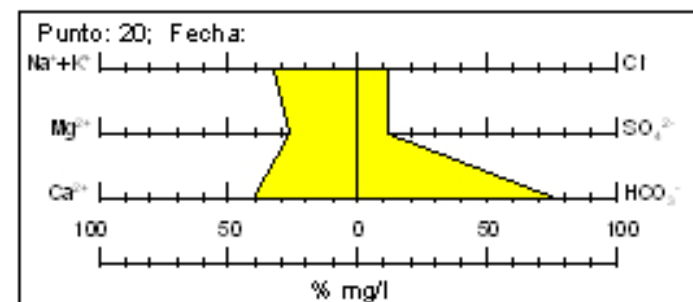
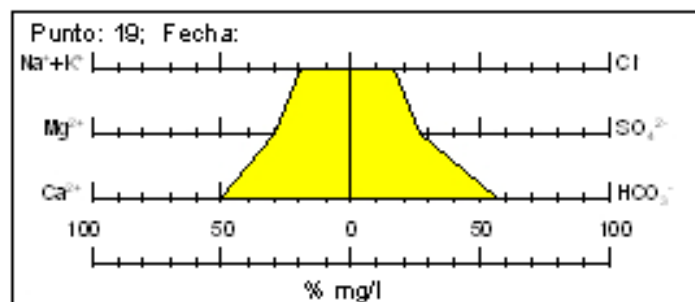


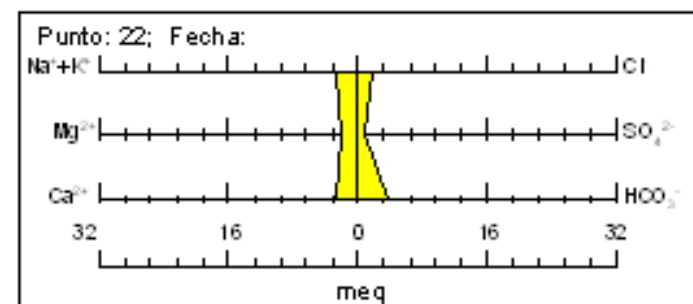
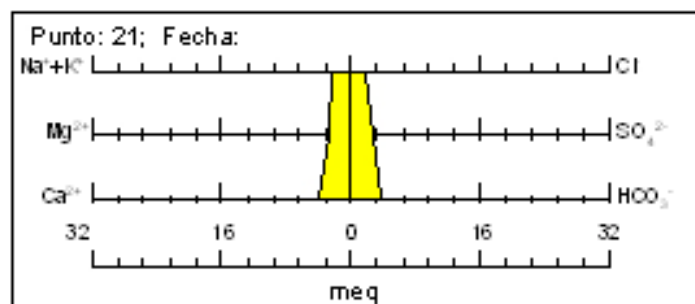
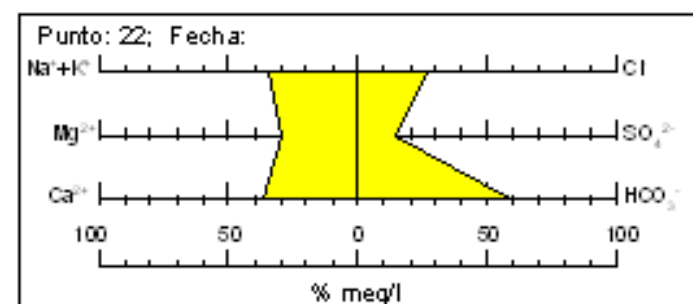
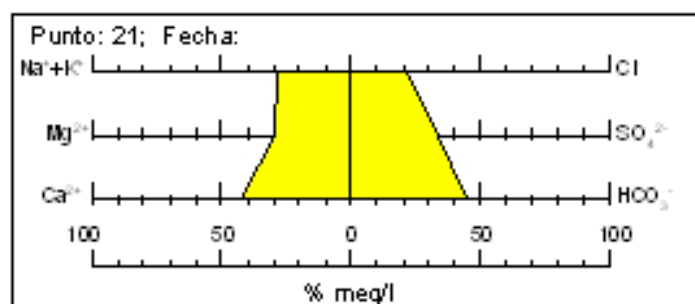
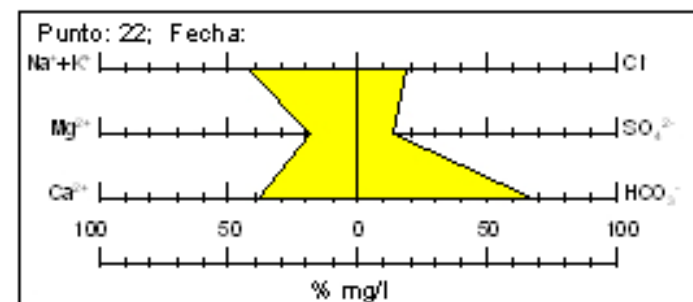
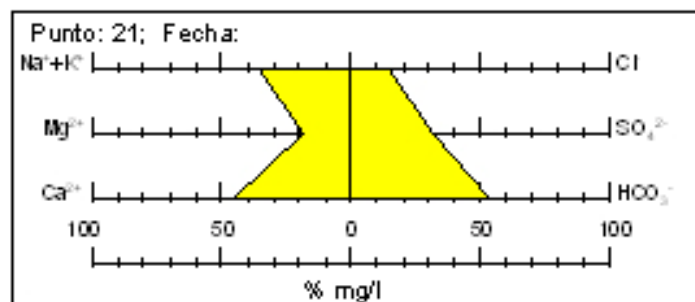


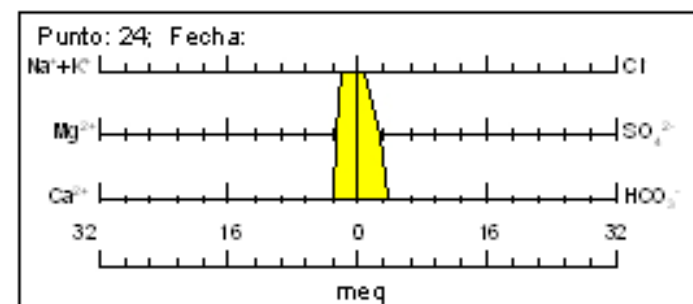
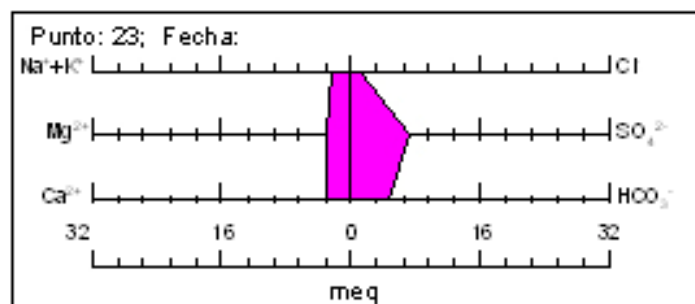
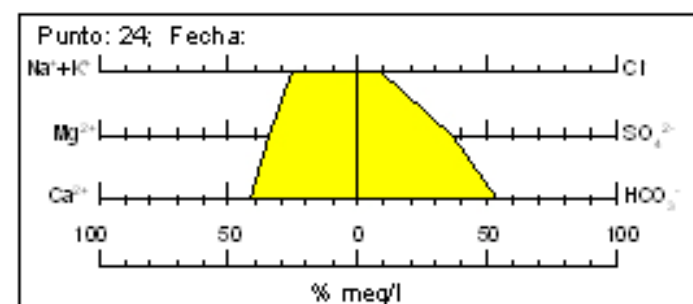
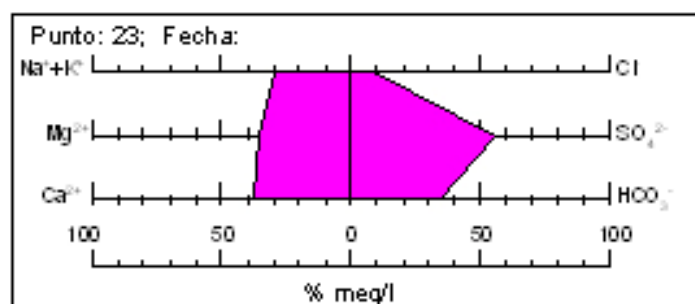
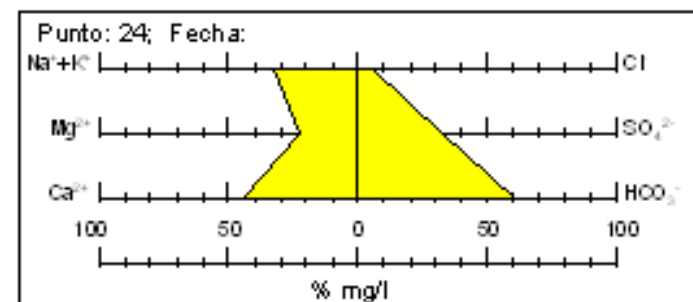
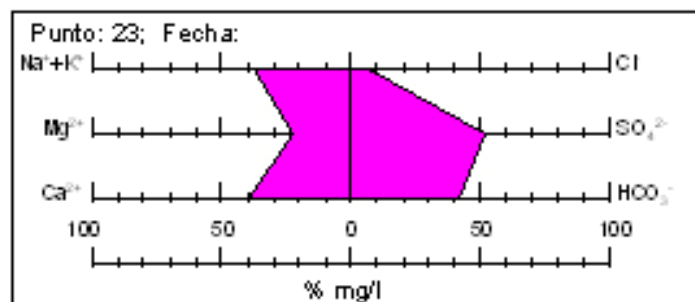


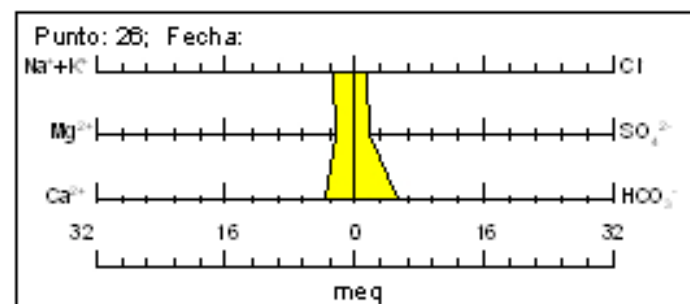
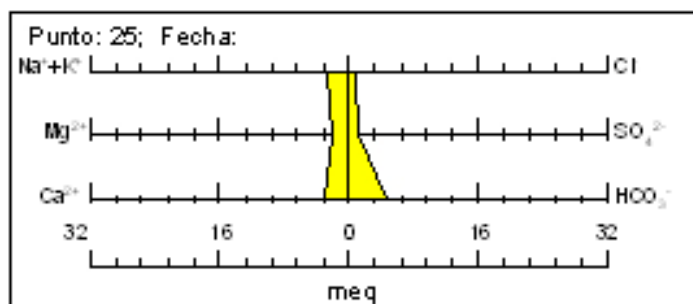
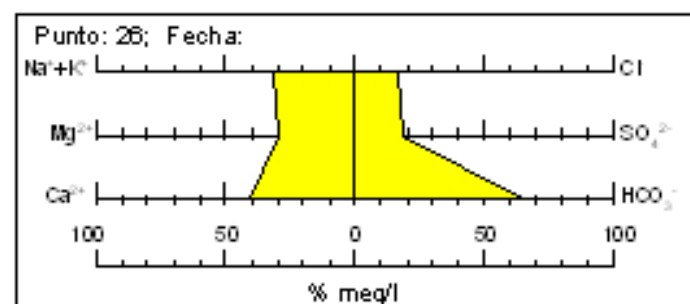
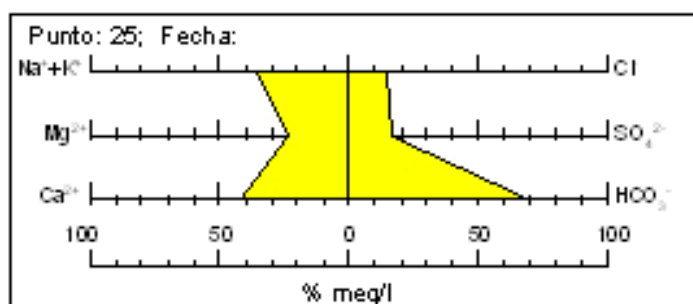
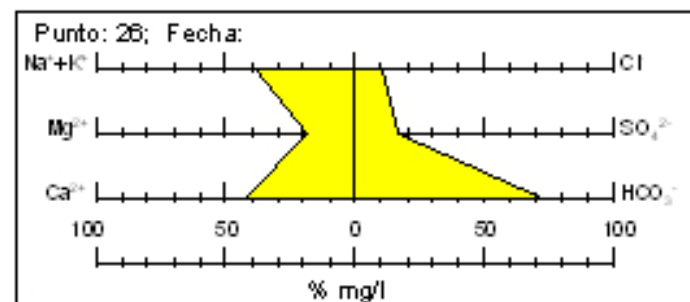
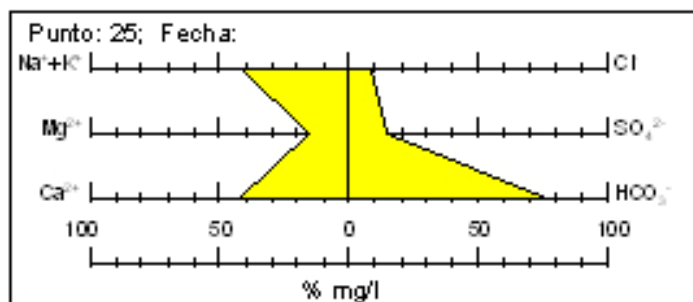


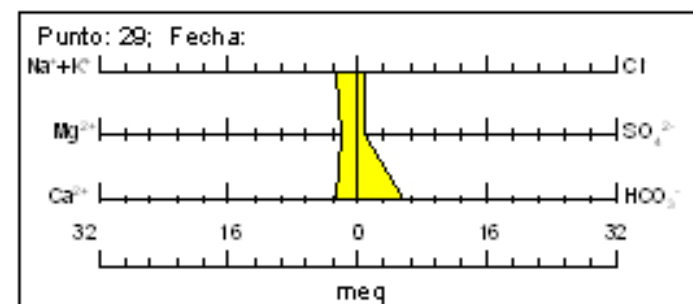
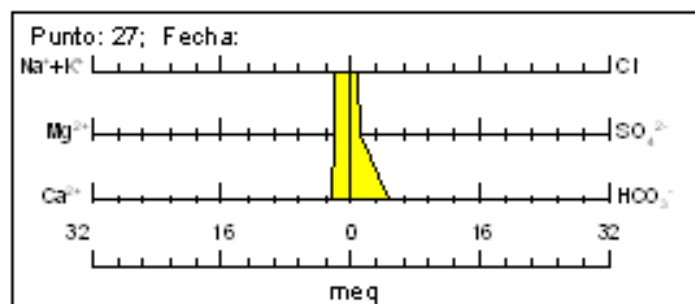
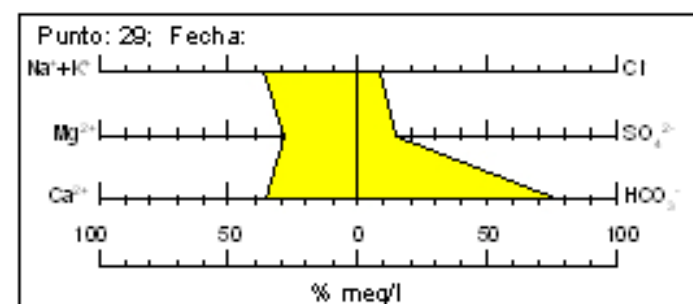
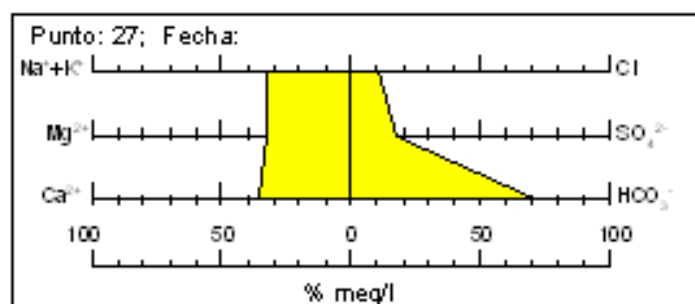
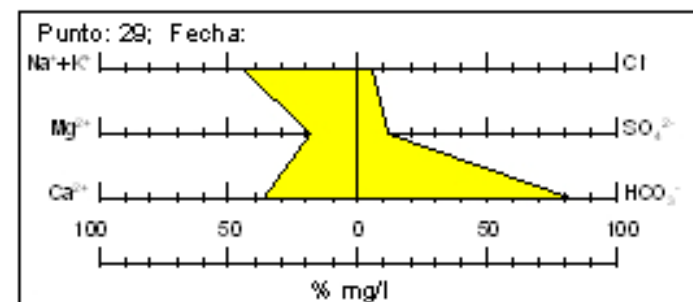
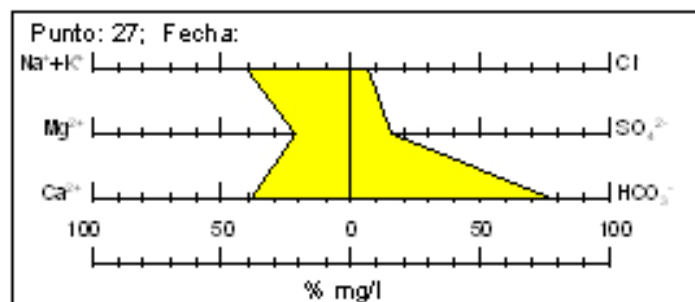












APÉNDICE 3

A3.1 Comparación Norma Agua Potable NCh 409

Pozo	As (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	0,002	0,01	Normal
2	0,001	0,01	Normal
3	0,002	0,01	Normal
4	0,001	0,01	Normal
5	0,001	0,01	Normal
6	0,001	0,01	Normal
7	0,001	0,01	Normal
8	0,001	0,01	Normal
9	0,001	0,01	Normal
10	0,004	0,01	Normal
11	0,001	0,01	Normal
12	0,002	0,01	Normal
13	0,002	0,01	Normal
14	0,002	0,01	Normal
15	0,002	0,01	Normal
16	0,003	0,01	Normal
17	0,002	0,01	Normal
18	0,002	0,01	Normal
19	0,001	0,01	Normal
20	0,002	0,01	Normal
21	0,004	0,01	Normal
22	0,004	0,01	Normal
23	0,001	0,01	Normal
24	0,002	0,01	Normal
25	0,003	0,01	Normal
26	0,003	0,01	Normal
27	0,002	0,01	Normal
29	0,005	0,01	Normal

Pozo	Cd (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	<0,01	0,01	Normal
2	<0,01	0,01	Normal
3	<0,01	0,01	Normal
4	<0,01	0,01	Normal
5	<0,01	0,01	Normal
6	<0,01	0,01	Normal
7	<0,01	0,01	Normal
8	<0,01	0,01	Normal
9	<0,01	0,01	Normal
10	<0,01	0,01	Normal
11	<0,01	0,01	Normal
12	<0,01	0,01	Normal
13	<0,01	0,01	Normal
14	<0,01	0,01	Normal
15	<0,01	0,01	Normal
16	<0,01	0,01	Normal
17	<0,01	0,01	Normal
18	<0,01	0,01	Normal
19	<0,01	0,01	Normal
20	<0,01	0,01	Normal
21	<0,01	0,01	Normal
22	<0,01	0,01	Normal
23	<0,01	0,01	Normal
24	<0,01	0,01	Normal
25	<0,01	0,01	Normal
26	<0,01	0,01	Normal
27	<0,01	0,01	Normal
29	<0,01	0,01	Normal

Pozo	Cl ⁻ (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	31,8	400	Normal
2	76,7	400	Normal
3	66,8	400	Normal
4	57,4	400	Normal
5	78,3	400	Normal
6	101,5	400	Normal
7	140,0	400	Normal
8	63,5	400	Normal
9	72,5	400	Normal
10	75,0	400	Normal
11	39,3	400	Normal
12	59,0	400	Normal
13	42,1	400	Normal
14	55,0	400	Normal
15	31,0	400	Normal
16	36,4	400	Normal
17	77,9	400	Normal
18	3217,6	400	Alto
19	95,9	400	Normal
20	75,3	400	Normal
21	63,6	400	Normal
22	62,9	400	Normal
23	43,5	400	Normal
24	23,1	400	Normal
25	35,3	400	Normal
26	48,9	400	Normal
27	23,8	400	Normal
29	21,4	400	Normal

Pozo	Cr (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	<0,01	0,05	Normal
2	<0,01	0,05	Normal
3	<0,01	0,05	Normal
4	<0,01	0,05	Normal
5	<0,01	0,05	Normal
6	0,01	0,05	Normal
7	<0,01	0,05	Normal
8	<0,01	0,05	Normal
9	<0,01	0,05	Normal
10	0,01	0,05	Normal
11	0,01	0,05	Normal
12	0,01	0,05	Normal
13	0,01	0,05	Normal
14	<0,01	0,05	Normal
15	0,01	0,05	Normal
16	0,01	0,05	Normal
17	<0,01	0,05	Normal
18	0,01	0,05	Normal
19	<0,01	0,05	Normal
20	<0,01	0,05	Normal
21	<0,01	0,05	Normal
22	<0,01	0,05	Normal
23	<0,01	0,05	Normal
24	<0,01	0,05	Normal
25	<0,01	0,05	Normal
26	<0,01	0,05	Normal
27	0,01	0,05	Normal
29	0,01	0,05	Normal

Pozo	Cu (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	<0,01	2	Normal
2	<0,01	2	Normal
3	<0,01	2	Normal
4	<0,01	2	Normal
5	<0,01	2	Normal
6	<0,01	2	Normal
7	<0,01	2	Normal
8	<0,01	2	Normal
9	<0,01	2	Normal
10	<0,01	2	Normal
11	<0,01	2	Normal
12	<0,01	2	Normal
13	<0,01	2	Normal
14	<0,01	2	Normal
15	<0,01	2	Normal
16	<0,01	2	Normal
17	0,01	2	Normal
18	<0,01	2	Normal
19	0,01	2	Normal
20	<0,01	2	Normal
21	<0,01	2	Normal
22	<0,01	2	Normal
23	<0,01	2	Normal
24	<0,01	2	Normal
25	<0,01	2	Normal
26	<0,01	2	Normal
27	<0,01	2	Normal
29	<0,01	2	Normal

Pozo	Fe (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	<0,03	0,3	Normal
2	<0,03	0,3	Normal
3	<0,03	0,3	Normal
4	<0,03	0,3	Normal
5	<0,03	0,3	Normal
6	<0,03	0,3	Normal
7	<0,03	0,3	Normal
8	<0,03	0,3	Normal
9	<0,03	0,3	Normal
10	<0,03	0,3	Normal
11	<0,03	0,3	Normal
12	<0,03	0,3	Normal
13	<0,03	0,3	Normal
14	<0,03	0,3	Normal
15	<0,03	0,3	Normal
16	<0,03	0,3	Normal
17	<0,03	0,3	Normal
18	<0,03	0,3	Normal
19	<0,03	0,3	Normal
20	<0,03	0,3	Normal
21	<0,03	0,3	Normal
22	<0,03	0,3	Normal
23	<0,03	0,3	Normal
24	<0,03	0,3	Normal
25	<0,03	0,3	Normal
26	<0,03	0,3	Normal
27	<0,03	0,3	Normal
29	<0,03	0,3	Normal

Pozo	Hg (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	<0,001	0,001	Normal
2	<0,001	0,001	Normal
3	<0,001	0,001	Normal
4	<0,001	0,001	Normal
5	<0,001	0,001	Normal
6	0,001	0,001	En el límite
7	<0,001	0,001	Normal
8	<0,001	0,001	Normal
9	<0,001	0,001	Normal
10	<0,001	0,001	Normal
11	<0,001	0,001	Normal
12	<0,001	0,001	Normal
13	<0,001	0,001	Normal
14	<0,001	0,001	Normal
15	<0,001	0,001	Normal
16	<0,001	0,001	Normal
17	<0,001	0,001	Normal
18	<0,001	0,001	Normal
19	<0,001	0,001	Normal
20	<0,001	0,001	Normal
21	<0,001	0,001	Normal
22	<0,001	0,001	Normal
23	<0,001	0,001	Normal
24	<0,001	0,001	Normal
25	<0,001	0,001	Normal
26	<0,001	0,001	Normal
27	<0,001	0,001	Normal
29	<0,001	0,001	Normal

Pozo	Mg (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	13,7	125	Normal
2	33,2	125	Normal
3	27,5	125	Normal
4	22,5	125	Normal
5	26,9	125	Normal
6	76,0	125	Normal
7	128,6	125	Alto
8	41,4	125	Normal
9	46,2	125	Normal
10	42,0	125	Normal
11	22,0	125	Normal
12	40,3	125	Normal
13	28,4	125	Normal
14	36,0	125	Normal
15	23,0	125	Normal
16	28,4	125	Normal
17	44,5	125	Normal
18	54,8	125	Normal
19	37,4	125	Normal
20	56,5	125	Normal
21	31,9	125	Normal
22	27,1	125	Normal
23	34,0	125	Normal
24	31,3	125	Normal
25	22,3	125	Normal
26	30,4	125	Normal
27	25,3	125	Normal
29	25,9	125	Normal

Pozo	Mn (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	<0,01	0,1	Normal
2	<0,01	0,1	Normal
3	<0,01	0,1	Normal
4	<0,01	0,1	Normal
5	<0,01	0,1	Normal
6	<0,01	0,1	Normal
7	<0,01	0,1	Normal
8	<0,01	0,1	Normal
9	<0,01	0,1	Normal
10	0,02	0,1	Normal
11	<0,01	0,1	Normal
12	<0,01	0,1	Normal
13	<0,01	0,1	Normal
14	<0,01	0,1	Normal
15	<0,01	0,1	Normal
16	<0,01	0,1	Normal
17	<0,01	0,1	Normal
18	<0,01	0,1	Normal
19	<0,01	0,1	Normal
20	<0,01	0,1	Normal
21	<0,01	0,1	Normal
22	<0,01	0,1	Normal
23	<0,01	0,1	Normal
24	<0,01	0,1	Normal
25	<0,01	0,1	Normal
26	<0,01	0,1	Normal
27	<0,01	0,1	Normal
29	<0,01	0,1	Normal

Pozo	N(NO ₃ ⁻) (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	4,542	50	Normal
2	0,867	50	Normal
3	1,690	50	Normal
4	1,453	50	Normal
5	1,491	50	Normal
6	3,546	50	Normal
7	2,962	50	Normal
8	1,530	50	Normal
9	1,201	50	Normal
10	0,109	50	Normal
11	2,745	50	Normal
12	0,788	50	Normal
13	5,194	50	Normal
14	0,997	50	Normal
15	1,390	50	Normal
16	7,879	50	Normal
17	12,994	50	Normal
18	3,673	50	Normal
19	4,463	50	Normal
20	0,739	50	Normal
21	5,490	50	Normal
22	2,824	50	Normal
23	1,600	50	Normal
24	2,330	50	Normal
25	1,536	50	Normal
26	5,510	50	Normal
27	2,923	50	Normal
29	3,061	50	Normal

Pozo	Pb (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	<0,05	0,05	Normal
2	<0,05	0,05	Normal
3	<0,05	0,05	Normal
4	<0,05	0,05	Normal
5	<0,05	0,05	Normal
6	<0,05	0,05	Normal
7	<0,05	0,05	Normal
8	<0,05	0,05	Normal
9	<0,05	0,05	Normal
10	<0,05	0,05	Normal
11	<0,05	0,05	Normal
12	<0,05	0,05	Normal
13	<0,05	0,05	Normal
14	<0,05	0,05	Normal
15	<0,05	0,05	Normal
16	<0,05	0,05	Normal
17	<0,05	0,05	Normal
18	<0,05	0,05	Normal
19	<0,05	0,05	Normal
20	<0,05	0,05	Normal
21	<0,05	0,05	Normal
22	<0,05	0,05	Normal
23	<0,05	0,05	Normal
24	<0,05	0,05	Normal
25	<0,05	0,05	Normal
26	<0,05	0,05	Normal
27	<0,05	0,05	Normal
29	<0,05	0,05	Normal

Pozo	Se (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	<0,001	0,01	Normal
2	<0,001	0,01	Normal
3	<0,001	0,01	Normal
4	<0,001	0,01	Normal
5	<0,001	0,01	Normal
6	<0,001	0,01	Normal
7	<0,001	0,01	Normal
8	<0,001	0,01	Normal
9	<0,001	0,01	Normal
10	<0,001	0,01	Normal
11	<0,001	0,01	Normal
12	<0,001	0,01	Normal
13	<0,001	0,01	Normal
14	<0,001	0,01	Normal
15	<0,001	0,01	Normal
16	<0,001	0,01	Normal
17	<0,001	0,01	Normal
18	<0,001	0,01	Normal
19	<0,001	0,01	Normal
20	<0,001	0,01	Normal
21	<0,001	0,01	Normal
22	<0,001	0,01	Normal
23	<0,001	0,01	Normal
24	<0,001	0,01	Normal
25	<0,001	0,01	Normal
26	<0,001	0,01	Normal
27	<0,001	0,01	Normal
29	<0,001	0,01	Normal

Pozo	SO ₄ ⁻² (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	45,0	500	Normal
2	45,0	500	Normal
3	60,0	500	Normal
4	50,0	500	Normal
5	75,0	500	Normal
6	600,0	500	Alto
7	1550,0	500	Muy Alto
8	225,0	500	Normal
9	275,0	500	Normal
10	105,0	500	Normal
11	50,0	500	Normal
12	195,0	500	Normal
13	90,0	500	Normal
14	110,0	500	Normal
15	75,0	500	Normal
16	65,0	500	Normal
17	225,0	500	Normal
18	250,0	500	Normal
19	155,0	500	Normal
20	70,0	500	Normal
21	135,0	500	Normal
22	45,0	500	Normal
23	350,0	500	Normal
24	125,0	500	Normal
25	55,0	500	Normal
26	75,0	500	Normal
27	55,0	500	Normal
29	50,0	500	Normal

Pozo	Zn (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	0,01	3	Normal
2	0,02	3	Normal
3	0,03	3	Normal
4	0,03	3	Normal
5	0,03	3	Normal
6	0,01	3	Normal
7	0,07	3	Normal
8	0,01	3	Normal
9	0,02	3	Normal
10	0,01	3	Normal
11	0,01	3	Normal
12	0,01	3	Normal
13	0,01	3	Normal
14	0,01	3	Normal
15	0,01	3	Normal
16	0,01	3	Normal
17	0,04	3	Normal
18	0,02	3	Normal
19	0,02	3	Normal
20	0,01	3	Normal
21	0,02	3	Normal
22	0,01	3	Normal
23	0,01	3	Normal
24	0,02	3	Normal
25	0,03	3	Normal
26	0,01	3	Normal
27	0,01	3	Normal
29	0,01	3	Normal

Pozo	ph	Límite máximo	Comparación
1	7,3	6,5 - 8,5	Normal
2	7,8	6,5 - 8,5	Normal
3	7,7	6,5 - 8,5	Normal
4	7,9	6,5 - 8,5	Normal
5	7,5	6,5 - 8,5	Normal
6	8,5	6,5 - 8,5	En el límite
7	8,5	6,5 - 8,5	En el límite
8	8,2	6,5 - 8,5	Normal
9	8,5	6,5 - 8,5	En el límite
10	7,1	6,5 - 8,5	Normal
11	-	6,5 - 8,5	Normal
12	6,8	6,5 - 8,5	Normal
13	6,8	6,5 - 8,5	Normal
14	7,0	6,5 - 8,5	Normal
15	7,0	6,5 - 8,5	Normal
16	7,1	6,5 - 8,5	Normal
17	8,7	6,5 - 8,5	Alto
18	7,1	6,5 - 8,5	Normal
19	7,3	6,5 - 8,5	Normal
20	6,7	6,5 - 8,5	Normal
21	6,1	6,5 - 8,5	Normal
22	7,3	6,5 - 8,5	Normal
23	7,7	6,5 - 8,5	Normal
24	8,3	6,5 - 8,5	Normal
25	7,9	6,5 - 8,5	Normal
26	7,0	6,5 - 8,5	Normal
27	7,0	6,5 - 8,5	Normal
29	7,3	6,5 - 8,5	Normal

Pozo	CE(uS/cm)	TDS (mg/l)	Límite máximo TDS (mg/l)	Comparación
1	415	255	1500	Normal
2	819	455	1500	Normal
3	701	409	1500	Normal
4	640	370	1500	Normal
5	785	471	1500	Normal
6	1580	1087	1500	Normal
7	2740	1979	1500	Alto
8	981	610	1500	Normal
9	1043	667	1500	Normal
10	1015	554	1500	Normal
11			1500	-
12	600	312	1500	Normal
13	811	459	1500	Normal
14	877	498	1500	Normal
15	651	360	1500	Normal
16	740	426	1500	Normal
17	1187	749	1500	Normal
18	1800	1193	1500	Normal
19	1066	652	1500	Normal
20	1007	539	1500	Normal
21	815	511	1500	Normal
22	652	385	1500	Normal
23	672	376	1500	Normal
24	630	369	1500	Normal
25	639	346	1500	Normal
26	838	480	1500	Normal
27	602	326	1500	Normal
29	648	327	1500	Normal

A3.2 Comparación Norma Riego NCh 1333

Pozo	Ag (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	<0,01	0,2	Normal
2	<0,01	0,2	Normal
3	<0,01	0,2	Normal
4	<0,01	0,2	Normal
5	<0,01	0,2	Normal
6	<0,01	0,2	Normal
7	<0,01	0,2	Normal
8	<0,01	0,2	Normal
9	<0,01	0,2	Normal
10	<0,01	0,2	Normal
11	<0,01	0,2	Normal
12	<0,01	0,2	Normal
13	<0,01	0,2	Normal
14	<0,01	0,2	Normal
15	<0,01	0,2	Normal
16	<0,01	0,2	Normal
17	<0,01	0,2	Normal
18	<0,01	0,2	Normal
19	<0,01	0,2	Normal
20	<0,01	0,2	Normal
21	<0,01	0,2	Normal
22	<0,01	0,2	Normal
23	<0,01	0,2	Normal
24	<0,01	0,2	Normal
25	<0,01	0,2	Normal
26	<0,01	0,2	Normal
27	<0,01	0,2	Normal
29	<0,01	0,2	Normal

Pozo	Al (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	<0,03	5	Normal
2	<0,03	5	Normal
3	<0,03	5	Normal
4	<0,03	5	Normal
5	<0,03	5	Normal
6	<0,03	5	Normal
7	<0,03	5	Normal
8	<0,03	5	Normal
9	<0,03	5	Normal
10	<0,03	5	Normal
11	<0,03	5	Normal
12	<0,03	5	Normal
13	<0,03	5	Normal
14	<0,03	5	Normal
15	<0,03	5	Normal
16	<0,03	5	Normal
17	<0,03	5	Normal
18	<0,03	5	Normal
19	<0,03	5	Normal
20	<0,03	5	Normal
21	<0,03	5	Normal
22	<0,03	5	Normal
23	<0,03	5	Normal
24	0,03	5	Normal
25	0,03	5	Normal
26	<0,03	5	Normal
27	<0,03	5	Normal
29	<0,03	5	Normal

Pozo	As (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	0,002	0,05	Normal
2	0,001	0,05	Normal
3	0,002	0,05	Normal
4	0,001	0,05	Normal
5	0,001	0,05	Normal
6	0,001	0,05	Normal
7	0,001	0,05	Normal
8	0,001	0,05	Normal
9	0,001	0,05	Normal
10	0,004	0,05	Normal
11	0,001	0,05	Normal
12	0,002	0,05	Normal
13	0,002	0,05	Normal
14	0,002	0,05	Normal
15	0,002	0,05	Normal
16	0,003	0,05	Normal
17	0,002	0,05	Normal
18	0,002	0,05	Normal
19	0,001	0,05	Normal
20	0,002	0,05	Normal
21	0,004	0,05	Normal
22	0,004	0,05	Normal
23	0,001	0,05	Normal
24	0,002	0,05	Normal
25	0,003	0,05	Normal
26	0,003	0,05	Normal
27	0,002	0,05	Normal
29	0,005	0,05	Normal

Pozo	B (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	<1	0,75	No se puede comparar
2	<1	0,75	No se puede comparar
3	<1	0,75	No se puede comparar
4	<1	0,75	No se puede comparar
5	<1	0,75	No se puede comparar
6	<1	0,75	No se puede comparar
7	<1	0,75	No se puede comparar
8	<1	0,75	No se puede comparar
9	<1	0,75	No se puede comparar
10	<1	0,75	No se puede comparar
11	<1	0,75	No se puede comparar
12	<1	0,75	No se puede comparar
13	<1	0,75	No se puede comparar
14	<1	0,75	No se puede comparar
15	<1	0,75	No se puede comparar
16	<1	0,75	No se puede comparar
17	<1	0,75	No se puede comparar
18	<1	0,75	No se puede comparar
19	<1	0,75	No se puede comparar
20	<1	0,75	No se puede comparar
21	<1	0,75	No se puede comparar
22	<1	0,75	No se puede comparar
23	<1	0,75	No se puede comparar
24	<1	0,75	No se puede comparar
25	<1	0,75	No se puede comparar
26	<1	0,75	No se puede comparar
27	<1	0,75	No se puede comparar
29	<1	0,75	No se puede comparar

Pozo	Cd (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	<0,01	0,01	Normal
2	<0,01	0,01	Normal
3	<0,01	0,01	Normal
4	<0,01	0,01	Normal
5	<0,01	0,01	Normal
6	<0,01	0,01	Normal
7	<0,01	0,01	Normal
8	<0,01	0,01	Normal
9	<0,01	0,01	Normal
10	<0,01	0,01	Normal
11	<0,01	0,01	Normal
12	<0,01	0,01	Normal
13	<0,01	0,01	Normal
14	<0,01	0,01	Normal
15	<0,01	0,01	Normal
16	<0,01	0,01	Normal
17	<0,01	0,01	Normal
18	<0,01	0,01	Normal
19	<0,01	0,01	Normal
20	<0,01	0,01	Normal
21	<0,01	0,01	Normal
22	<0,01	0,01	Normal
23	<0,01	0,01	Normal
24	<0,01	0,01	Normal
25	<0,01	0,01	Normal
26	<0,01	0,01	Normal
27	<0,01	0,01	Normal
29	<0,01	0,01	Normal

Pozo	Cl ⁻ (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	31,8	200	Normal
2	76,7	200	Normal
3	66,8	200	Normal
4	57,4	200	Normal
5	78,3	200	Normal
6	101,5	200	Normal
7	140,0	200	Normal
8	63,5	200	Normal
9	72,5	200	Normal
10	75,0	200	Normal
11	39,3	200	Normal
12	59,0	200	Normal
13	42,1	200	Normal
14	55,0	200	Normal
15	31,0	200	Normal
16	36,4	200	Normal
17	77,9	200	Normal
18	3217,6	200	Muy Alto
19	95,9	200	Normal
20	75,3	200	Normal
21	63,6	200	Normal
22	62,9	200	Normal
23	43,5	200	Normal
24	23,1	200	Normal
25	35,3	200	Normal
26	48,9	200	Normal
27	23,8	200	Normal
29	21,4	200	Normal

Pozo	Co (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	<0,01	0,05	Normal
2	<0,01	0,05	Normal
3	<0,01	0,05	Normal
4	<0,01	0,05	Normal
5	<0,01	0,05	Normal
6	<0,01	0,05	Normal
7	<0,01	0,05	Normal
8	<0,01	0,05	Normal
9	<0,01	0,05	Normal
10	<0,01	0,05	Normal
11	<0,01	0,05	Normal
12	<0,01	0,05	Normal
13	<0,01	0,05	Normal
14	<0,01	0,05	Normal
15	<0,01	0,05	Normal
16	<0,01	0,05	Normal
17	<0,01	0,05	Normal
18	<0,01	0,05	Normal
19	<0,01	0,05	Normal
20	<0,01	0,05	Normal
21	<0,01	0,05	Normal
22	<0,01	0,05	Normal
23	<0,01	0,05	Normal
24	<0,01	0,05	Normal
25	<0,01	0,05	Normal
26	<0,01	0,05	Normal
27	<0,01	0,05	Normal
29	<0,01	0,05	Normal

Pozo	Cr (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	<0,01	0,1	Normal
2	<0,01	0,1	Normal
3	<0,01	0,1	Normal
4	<0,01	0,1	Normal
5	<0,01	0,1	Normal
6	0,01	0,1	Normal
7	<0,01	0,1	Normal
8	<0,01	0,1	Normal
9	<0,01	0,1	Normal
10	0,01	0,1	Normal
11	0,01	0,1	Normal
12	0,01	0,1	Normal
13	0,01	0,1	Normal
14	<0,01	0,1	Normal
15	0,01	0,1	Normal
16	0,01	0,1	Normal
17	<0,01	0,1	Normal
18	0,01	0,1	Normal
19	<0,01	0,1	Normal
20	<0,01	0,1	Normal
21	<0,01	0,1	Normal
22	<0,01	0,1	Normal
23	<0,01	0,1	Normal
24	<0,01	0,1	Normal
25	<0,01	0,1	Normal
26	<0,01	0,1	Normal
27	0,01	0,1	Normal
29	0,01	0,1	Normal

Pozo	Cu (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	<0,01	0,2	Normal
2	<0,01	0,2	Normal
3	<0,01	0,2	Normal
4	<0,01	0,2	Normal
5	<0,01	0,2	Normal
6	<0,01	0,2	Normal
7	<0,01	0,2	Normal
8	<0,01	0,2	Normal
9	<0,01	0,2	Normal
10	<0,01	0,2	Normal
11	<0,01	0,2	Normal
12	<0,01	0,2	Normal
13	<0,01	0,2	Normal
14	<0,01	0,2	Normal
15	<0,01	0,2	Normal
16	<0,01	0,2	Normal
17	0,01	0,2	Normal
18	<0,01	0,2	Normal
19	0,01	0,2	Normal
20	<0,01	0,2	Normal
21	<0,01	0,2	Normal
22	<0,01	0,2	Normal
23	<0,01	0,2	Normal
24	<0,01	0,2	Normal
25	<0,01	0,2	Normal
26	<0,01	0,2	Normal
27	<0,01	0,2	Normal
29	<0,01	0,2	Normal

Pozo	Fe (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	<0,03	5	Normal
2	<0,03	5	Normal
3	<0,03	5	Normal
4	<0,03	5	Normal
5	<0,03	5	Normal
6	<0,03	5	Normal
7	<0,03	5	Normal
8	<0,03	5	Normal
9	<0,03	5	Normal
10	<0,03	5	Normal
11	<0,03	5	Normal
12	<0,03	5	Normal
13	<0,03	5	Normal
14	<0,03	5	Normal
15	<0,03	5	Normal
16	<0,03	5	Normal
17	<0,03	5	Normal
18	<0,03	5	Normal
19	<0,03	5	Normal
20	<0,03	5	Normal
21	<0,03	5	Normal
22	<0,03	5	Normal
23	<0,03	5	Normal
24	<0,03	5	Normal
25	<0,03	5	Normal
26	<0,03	5	Normal
27	<0,03	5	Normal
29	<0,03	5	Normal

Pozo	Hg (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	<0,001	0,001	Normal
2	<0,001	0,001	Normal
3	<0,001	0,001	Normal
4	<0,001	0,001	Normal
5	<0,001	0,001	Normal
6	0,001	0,001	En el límite
7	<0,001	0,001	Normal
8	<0,001	0,001	Normal
9	<0,001	0,001	Normal
10	<0,001	0,001	Normal
11	<0,001	0,001	Normal
12	<0,001	0,001	Normal
13	<0,001	0,001	Normal
14	<0,001	0,001	Normal
15	<0,001	0,001	Normal
16	<0,001	0,001	Normal
17	<0,001	0,001	Normal
18	<0,001	0,001	Normal
19	<0,001	0,001	Normal
20	<0,001	0,001	Normal
21	<0,001	0,001	Normal
22	<0,001	0,001	Normal
23	<0,001	0,001	Normal
24	<0,001	0,001	Normal
25	<0,001	0,001	Normal
26	<0,001	0,001	Normal
27	<0,001	0,001	Normal
29	<0,001	0,001	Normal

Pozo	Mn (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	<0,01	0,2	Normal
2	<0,01	0,2	Normal
3	<0,01	0,2	Normal
4	<0,01	0,2	Normal
5	<0,01	0,2	Normal
6	<0,01	0,2	Normal
7	<0,01	0,2	Normal
8	<0,01	0,2	Normal
9	<0,01	0,2	Normal
10	0,02	0,2	Normal
11	<0,01	0,2	Normal
12	<0,01	0,2	Normal
13	<0,01	0,2	Normal
14	<0,01	0,2	Normal
15	<0,01	0,2	Normal
16	<0,01	0,2	Normal
17	<0,01	0,2	Normal
18	<0,01	0,2	Normal
19	<0,01	0,2	Normal
20	<0,01	0,2	Normal
21	<0,01	0,2	Normal
22	<0,01	0,2	Normal
23	<0,01	0,2	Normal
24	<0,01	0,2	Normal
25	<0,01	0,2	Normal
26	<0,01	0,2	Normal
27	<0,01	0,2	Normal
29	<0,01	0,2	Normal

Pozo	Mo (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	<0,05	0,01	No se puede comparar
2	<0,05	0,01	No se puede comparar
3	<0,05	0,01	No se puede comparar
4	<0,05	0,01	No se puede comparar
5	<0,05	0,01	No se puede comparar
6	<0,05	0,01	No se puede comparar
7	<0,05	0,01	No se puede comparar
8	<0,05	0,01	No se puede comparar
9	<0,05	0,01	No se puede comparar
10	<0,05	0,01	No se puede comparar
11	<0,05	0,01	No se puede comparar
12	<0,05	0,01	No se puede comparar
13	<0,05	0,01	No se puede comparar
14	<0,05	0,01	No se puede comparar
15	<0,05	0,01	No se puede comparar
16	<0,05	0,01	No se puede comparar
17	<0,05	0,01	No se puede comparar
18	<0,05	0,01	No se puede comparar
19	<0,05	0,01	No se puede comparar
20	<0,05	0,01	No se puede comparar
21	<0,05	0,01	No se puede comparar
22	<0,05	0,01	No se puede comparar
23	<0,05	0,01	No se puede comparar
24	<0,05	0,01	No se puede comparar
25	<0,05	0,01	No se puede comparar
26	<0,05	0,01	No se puede comparar
27	<0,05	0,01	No se puede comparar
29	<0,05	0,01	No se puede comparar

Pozo	Na (% meq)	Límite máximo (%)	Comparación
1	33,1	35	Normal
2	22,7	35	Normal
3	28,0	35	Normal
4	30,5	35	Normal
5	29,5	35	Normal
6	18,4	35	Normal
7	17,9	35	Normal
8	26,5	35	Normal
9	25,3	35	Normal
10	26,8	35	Normal
11	34,4	35	Normal
12	28,1	35	Normal
13	36,8	35	Normal
14	30,9	35	Normal
15	27,8	35	Normal
16	29,8	35	Normal
17	32,4	35	Normal
18	6,5	35	Normal
19	13,1	35	Normal
20	25,2	35	Normal
21	27,2	35	Normal
22	32,7	35	Normal
23	27,1	35	Normal
24	24,4	35	Normal
25	34,3	35	Normal
26	29,5	35	Normal
27	31,2	35	Normal
29	36,3	35	Alto

Pozo	Ni (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	<0,02	0,2	Normal
2	<0,02	0,2	Normal
3	<0,02	0,2	Normal
4	<0,02	0,2	Normal
5	<0,02	0,2	Normal
6	<0,02	0,2	Normal
7	<0,02	0,2	Normal
8	<0,02	0,2	Normal
9	<0,02	0,2	Normal
10	<0,02	0,2	Normal
11	<0,02	0,2	Normal
12	<0,02	0,2	Normal
13	<0,02	0,2	Normal
14	<0,02	0,2	Normal
15	<0,02	0,2	Normal
16	<0,02	0,2	Normal
17	<0,02	0,2	Normal
18	<0,02	0,2	Normal
19	<0,02	0,2	Normal
20	<0,02	0,2	Normal
21	<0,02	0,2	Normal
22	<0,02	0,2	Normal
23	<0,02	0,2	Normal
24	<0,02	0,2	Normal
25	<0,02	0,2	Normal
26	<0,02	0,2	Normal
27	<0,02	0,2	Normal
29	<0,02	0,2	Normal

Pozo	N(NO ₃) (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	4,542	10	Normal
2	0,867	10	Normal
3	1,690	10	Normal
4	1,453	10	Normal
5	1,491	10	Normal
6	3,546	10	Normal
7	2,962	10	Normal
8	1,530	10	Normal
9	1,201	10	Normal
10	0,109	10	Normal
11	2,745	10	Normal
12	0,788	10	Normal
13	5,194	10	Normal
14	0,997	10	Normal
15	1,390	10	Normal
16	7,879	10	Normal
17	12,994	10	Alto
18	3,673	10	Normal
19	4,463	10	Normal
20	0,739	10	Normal
21	5,490	10	Normal
22	2,824	10	Normal
23	1,600	10	Normal
24	2,330	10	Normal
25	1,536	10	Normal
26	5,510	10	Normal
27	2,923	10	Normal
29	3,061	10	Normal

Pozo	Pb (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	<0,05	5	Normal
2	<0,05	5	Normal
3	<0,05	5	Normal
4	<0,05	5	Normal
5	<0,05	5	Normal
6	<0,05	5	Normal
7	<0,05	5	Normal
8	<0,05	5	Normal
9	<0,05	5	Normal
10	<0,05	5	Normal
11	<0,05	5	Normal
12	<0,05	5	Normal
13	<0,05	5	Normal
14	<0,05	5	Normal
15	<0,05	5	Normal
16	<0,05	5	Normal
17	<0,05	5	Normal
18	<0,05	5	Normal
19	<0,05	5	Normal
20	<0,05	5	Normal
21	<0,05	5	Normal
22	<0,05	5	Normal
23	<0,05	5	Normal
24	<0,05	5	Normal
25	<0,05	5	Normal
26	<0,05	5	Normal
27	<0,05	5	Normal
29	<0,05	5	Normal

Pozo	Se (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	<0,001	0,02	Normal
2	<0,001	0,02	Normal
3	<0,001	0,02	Normal
4	<0,001	0,02	Normal
5	<0,001	0,02	Normal
6	<0,001	0,02	Normal
7	<0,001	0,02	Normal
8	<0,001	0,02	Normal
9	<0,001	0,02	Normal
10	<0,001	0,02	Normal
11	<0,001	0,02	Normal
12	<0,001	0,02	Normal
13	<0,001	0,02	Normal
14	<0,001	0,02	Normal
15	<0,001	0,02	Normal
16	<0,001	0,02	Normal
17	<0,001	0,02	Normal
18	<0,001	0,02	Normal
19	<0,001	0,02	Normal
20	<0,001	0,02	Normal
21	<0,001	0,02	Normal
22	<0,001	0,02	Normal
23	<0,001	0,02	Normal
24	<0,001	0,02	Normal
25	<0,001	0,02	Normal
26	<0,001	0,02	Normal
27	<0,001	0,02	Normal
29	<0,001	0,02	Normal

Pozo	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	45,0	250	Normal
2	45,0	250	Normal
3	60,0	250	Normal
4	50,0	250	Normal
5	75,0	250	Normal
6	600,0	250	Alto
7	1550,0	250	Muy Alto
8	225,0	250	Normal
9	275,0	250	Alto
10	105,0	250	Normal
11	50,0	250	Normal
12	195,0	250	Normal
13	90,0	250	Normal
14	110,0	250	Normal
15	75,0	250	Normal
16	65,0	250	Normal
17	225,0	250	Normal
18	250,0	250	En el límite
19	155,0	250	Normal
20	70,0	250	Normal
21	135,0	250	Normal
22	45,0	250	Normal
23	350,0	250	Alto
24	125,0	250	Normal
25	55,0	250	Normal
26	75,0	250	Normal
27	55,0	250	Normal
29	50,0	250	Normal

Pozo	Zn (mg/l)	Límite máximo (mg/l)	Comparación
1	0,01	2	Normal
2	0,02	2	Normal
3	0,03	2	Normal
4	0,03	2	Normal
5	0,03	2	Normal
6	0,01	2	Normal
7	0,07	2	Normal
8	0,01	2	Normal
9	0,02	2	Normal
10	0,01	2	Normal
11	0,01	2	Normal
12	0,01	2	Normal
13	0,01	2	Normal
14	0,01	2	Normal
15	0,01	2	Normal
16	0,01	2	Normal
17	0,04	2	Normal
18	0,02	2	Normal
19	0,02	2	Normal
20	0,01	2	Normal
21	0,02	2	Normal
22	0,01	2	Normal
23	0,01	2	Normal
24	0,02	2	Normal
25	0,03	2	Normal
26	0,01	2	Normal
27	0,01	2	Normal
29	0,01	2	Normal

Pozo	ph	Límite máximo	Comparación
1	7,3	5,5 - 9,0	Normal
2	7,8	5,5 - 9,0	Normal
3	7,7	5,5 - 9,0	Normal
4	7,9	5,5 - 9,0	Normal
5	7,5	5,5 - 9,0	Normal
6	8,5	5,5 - 9,0	Normal
7	8,5	5,5 - 9,0	Normal
8	8,2	5,5 - 9,0	Normal
9	8,5	5,5 - 9,0	Normal
10	7,1	5,5 - 9,0	Normal
11	-	5,5 - 9,0	
12	6,8	5,5 - 9,0	Normal
13	6,8	5,5 - 9,0	Normal
14	7,0	5,5 - 9,0	Normal
15	7,0	5,5 - 9,0	Normal
16	7,1	5,5 - 9,0	Normal
17	8,7	5,5 - 9,0	Normal
18	7,1	5,5 - 9,0	Normal
19	7,3	5,5 - 9,0	Normal
20	6,7	5,5 - 9,0	Normal
21	6,1	5,5 - 9,0	Normal
22	7,3	5,5 - 9,0	Normal
23	7,7	5,5 - 9,0	Normal
24	8,3	5,5 - 9,0	Normal
25	7,9	5,5 - 9,0	Normal
26	7,0	5,5 - 9,0	Normal
27	7,0	5,5 - 9,0	Normal
29	7,3	5,5 - 9,0	Normal

ANEXO B

PROYECTO 2

**ASESORÍA TÉCNICA EN LA DETERMINACIÓN DE
PARÁMETROS CRÍTICOS: OPERACIÓN DE UN MODELO
FÍSICO DE AGUAS SUBTERRÁNEAS.**



GOBIERNO DE CHILE
MINISTERIO DE OBRAS PUBLICAS
DIRECCION GENERAL DE AGUAS



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL

ELABORACIÓN DE LAS BASES PARA EL DISEÑO Y LA CONSTRUCCIÓN DE UN MODELO FÍSICO DE ACUÍFERO

INFORME FINAL

SANTIAGO, NOVIEMBRE 2009

ANEXO B
ELABORACIÓN DE LAS BASES PARA EL DISEÑO Y LA CONSTRUCCIÓN DE UN
MODELO FÍSICO DE ACUÍFERO

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Aspectos Generales	1
1.2 Motivación	1
1.3 Objetivos	2
1.4 Resultados Esperados.....	3
1.5 Organización del Informe.....	4
2. REVISIÓN DE ANTECEDENTES	6
2.1 Aspectos Generales	6
2.2 Conceptos Básicos de Aguas Subterráneas.....	6
2.3 Transporte de Contaminantes en Medios Porosos.....	9
2.3.1 Aspectos Generales	9
2.3.2 Procesos de Transporte de Solutos en Medios Porosos	10
2.4 Aplicaciones de los Modelos Físicos en Hidrogeología.....	12
2.5 Modelos Comerciales de Aguas Subterráneas.....	13
2.6 Descripción del Modelo EnVISION 3000	17
3. MODELACIÓN NUMÉRICA CON MIRAS A LA OBTENCIÓN DE UN MODELO FÍSICO: MODELACIÓN EN VISUAL MODFLOW	19
3.1 Aspectos Generales	19
3.2 Diseño Conceptual.....	20
3.3 Descripción del Programa Visual MODFLOW	21
3.4 Implementación del Modelo Numérico	24
3.4.1 Aspectos Generales	24
3.4.2 Elaboración del Modelo Numérico	24
3.4.3 Análisis de Resultados de la Modelación Numérica.....	28

4. DISEÑO, CONSTRUCCIÓN E IMPLEMENTACIÓN DE UN MODELO FÍSICO DE AGUAS SUBTERRÁNEAS.....	36
4.1 Aspectos Generales	36
4.2 Diseño del Modelo Físico	36
4.2.1 El Acuífero	36
4.2.2 El Sistema Hidráulico	41
4.2.3 Implementación del Modelo Físico.....	45
5. OPERACIÓN DE LOS MODELOS FÍSICOS DE AGUAS SUBTERRÁNEAS.....	49
5.1 Modelo EnVISION 3000	49
5.1.1 Aspectos Generales	49
5.1.2 Operaciones Básicas con el Modelo enVISION 3000	50
5.1.3 Operaciones Adicionales con el Modelo enVISION 3000.	52
5.2 Modelo Desarrollado en la Universidad de Chile	59
5.2.1 Aspectos Generales	59
5.2.2 Operaciones Básicas con el Modelo Desarrollado	59
6. CONCLUSIONES	69
7. REFERENCIAS.....	73

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1. Modelo conceptual de los tipos de acuíferos y pozos.....	9
Figura 2.2. Dispersión mecánica.....	11
Figura 2.3. Modelo físico de la Universidad de Wisconsin	15
Figura 2.4. Modelo físico Alemán, Ottiger A.	15
Figura 2.5. EnVISION 2000 Sand and Gravel Groundwater Model.....	16
Figura 2.6. EnVISION 3000 Sand, Gravel and Bedrock Groundwater Model Rainmaker.....	16
Figura 3.1. Modelo conceptual del acuífero a construir.....	21
Figura 3.2. Discretización en planta de la malla para la modelación numérica	27
Figura 3.3. Diagrama de las condiciones de borde	28
Figura 3.4. Dirección del flujo con un pozo en operación, vista en planta	28
Figura 3.5. Dirección del flujo con dos pozos en operación, vista en planta	29
Figura 3.6. Magnitud del vector velocidad cuando un pozo se encuentra operando, vista perfil.....	30
Figura 3.7. Magnitud del vector velocidad cuando ambos pozos se encuentran operando.....	30
Figura 3.8. Magnitud del vector velocidad en el modelo de 4 capas para $Q_{\text{pozo}} = 0.04 \text{ l/s}$	31
Figura 3.9. Dirección del vector velocidad para el modelo de 4 capas para $Q_{\text{total}} = 0.1 \text{ l/s}$	32
Figura 3.10. Nivel freático en 3D, un pozo operando	33
Figura 3.11. Nivel freático en 3D, dos pozos operando	33
Figura 3.12. Nivel freático en perfil 3D, un pozo operando	34
Figura 3.13. Nivel freático en perfil 3D, dos pozos operando.....	34
Figura 3.14. Balance de masas en $\text{m}^3/\text{día}$ especificando las salidas y entradas	35
Figura 4.1. Muestras de suelo que serán saturadas con agua	39
Figura 4.2. Agua retenida en el modelo producto de la tensión superficial	40
Figura 4.3. Válvula y conectores para el sistema hidráulico	42
Figura 4.4. Diagrama de unión para la válvula	42
Figura 4.5. Válvula lista para operar	43
Figura 4.6. Diagrama para la conexión de las válvulas a la cámara del acuífero.....	43
Figura 4.7. Diagrama del sistema de salida al acuífero conectado a la bomba	44
Figura 4.8. Diagrama del sistema de entrada al acuífero conectado a la bomba.....	44
Figura 4.9. Bomba utilizada en el modelo físico	45
Figura 4.10. Modelo físico de acuífero.....	46
Figura 4.11. Sistema hidráulico implementado.....	46
Figura 4.12. Interruptor protector de alzas de voltaje para la bomba	47
Figura 4.13. Modelo físico de aguas subterráneas terminado	48
Figura 5.1. Modelo EnVISION 3000 junto a la unidad Rainmaker.....	49
Figura 5.2. Cámara controladora de recarga.....	50
Figura 5.3. Variación del nivel freático por cambio en la recarga y transporte de contaminantes en el acuífero confinado	54
Figura 5.4. Transporte de contaminantes en el acuífero confinado e infiltración de contaminantes desde los estanques.....	55
Figura 5.5. Transporte de contaminantes en el acuífero libre y la roca fracturada del EnVISION 3000	56
Figura 5.6. Transporte de contaminantes en el acuífero libre y la roca fracturada del EnVISION 3000	57
Figura 5.7. Transporte de NAPL's en el acuífero confinado del EnVISION 3000.....	58
Figura 5.8. Transporte advectivo en el modelo físico de acuífero, producto de la operación de ambos pozos	62
Figura 5.9. Transporte advectivo en el modelo físico de acuífero, producto de la operación de ambos pozos	63
Figura 5.10. Transporte difusivo en el modelo físico de acuífero, producto de la operación de ambos pozos	64

Figura 5.11. Transporte difusivo en el modelo físico de acuífero, producto de la operación de un pozo	65
Figura 5.12. Difusión del permanganato de potasio en el modelo físico de acuífero, producto de la operación en ambos pozos	66
Figura 5.13. Difusión del permanganato de potasio en el tramo central del modelo físico, producto de la operación en un pozo.....	67
Figura 5.14. Efecto de la infiltración de aguas lluvias en un acuífero contaminado	68

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 3.1. Capacidad específica para distintos suelos	25
Tabla 3.2. Conductividad hidráulica para distintos suelos	26
Tabla 4.1. Granulometría de las microesferas de vidrio, abertura en micrones.....	38
Tabla 4.2. Tabla resumen para determinar la porosidad de las microesferas de vidrio	39
Tabla 4.3. Características del modelo físico	41

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Aspectos Generales

Esta memoria forma parte de un convenio de colaboración suscrito entre la División de Recursos Hídricos y Medio Ambiente del Departamento de Ingeniería Civil de la Universidad de Chile y la Dirección General de Aguas.

Durante el presente trabajo se muestran los diferentes pasos a seguir para la construcción de un modelo físico que muestre el comportamiento del agua subterránea, introduciendo al lector en los conceptos más básicos de las aguas subterráneas y los mecanismos de transporte de ésta en medios porosos, señalando algunos de los muchos tópicos que pueden ser analizados con este tipo de herramientas, las que históricamente han sido utilizadas como el paso previo para la formulación de modelos teóricos.

Es necesario identificar y presentar ampliamente las problemáticas más típicas de la actividad hídrica subterránea, abarcando desde los temas más básicos que son introductorios a la hidráulica de aguas subterráneas y su aprovechamiento hasta los diferentes procesos que dominan el transporte de solutos en medios porosos, abordando algunos de los principales problemas ambientales que son consecuencia de las diferentes actividades del quehacer humano.

1.2 Motivación

El agua subterránea representa una fracción importante de la masa de agua presente en cada momento en los continentes, con un volumen mucho más importante que la masa de agua retenida en lagos o circulante, y aunque menor a la de los mayores glaciares, las masas más extensas pueden alcanzar millones de kilómetros cúbicos. El agua subterránea tiende a ser dulce y limpia, sin embargo, en ocasiones las napas freáticas son demasiado ricas en sales disueltas como para ser consumidas, y eso mismo puede también resultar inconveniente para otros usos. La circulación subterránea tiende a depurar el agua de partículas y microorganismos, pero en ocasiones éstos llegan al acuífero por contaminación debida a los usos humanos, como fosas sépticas o residuos agrícolas. El agua subterránea puede

contaminarse por otras causas antropogénicas, como la infiltración de nitratos y otros abonos químicos muy solubles usados en la agricultura, que suele ser una causa grave de contaminación de los suministros en zonas de elevada productividad agrícola y densa población.

La construcción de un modelo físico permite reproducir a escalas más reducidas las situaciones que se verifican en la naturaleza, generalmente utilizando materiales semejantes. Un ejemplo típico son los modelos construidos en arena de una parte o de todo el acuífero. El fluido utilizado en estos modelos puede ser agua u otro líquido de interés. Generalmente estos modelos son utilizados para efectos de demostración, son más útiles en situaciones en que el acuífero no se encuentra totalmente saturado, o para situaciones en que se analizan problemas con más de un fluido, como por ejemplo en estudios de intrusión de agua salada en acuíferos aledaños a zonas costeras.

Estos modelos son una gran herramienta visual para realizar demostraciones en salas de clases y laboratorios, sobre todo para aquellos que no conocen los principios básicos que gobiernan el flujo de agua subterránea; de una forma fácil y didáctica es posible instruir a un público masivo y de este modo generar conciencia sobre la importancia del recurso hídrico subterráneo.

1.3 Objetivos

Esta memoria contiene dos objetivos generales. Por una parte está el objetivo más global que busca elaborar las bases de diseño para un modelo físico de un acuífero y en segundo término la construcción de un modelo físico de aguas subterráneas, el que será utilizado a futuro por la Dirección General de Aguas para labores de difusión. En este modelo será posible apreciar las líneas de flujo del escurrimiento y los mecanismos de transporte de un compuesto conservativo, así como los efectos del bombeo sobre el nivel freático.

Para ello es necesario cumplir con los siguientes objetivos específicos:

- Adquirir e Implementar un modelo físico de tipo comercial.
- Desarrollar un modelo conceptual del modelo que se pretende construir.

- A partir del modelo conceptual se debe implementar un modelo numérico en el programa Visual MODFLOW, que permita simular el comportamiento del modelo físico diseñado.
- Observar los mecanismos de transporte de un compuesto conservativo en un sistema sin bombeo y analizar la interferencia producida por un pozo de bombeo, el cual modifica la dinámica del flujo en el acuífero.

1.4 Resultados Esperados

Al finalizar esta memoria se habrán planteado las bases de diseño de un modelo físico de acuífero y se habrá analizado íntegramente un modelo físico de aguas subterráneas. El análisis de este modelo físico permitirá desarrollar un mayor conocimiento del funcionamiento hidrogeológico de un acuífero y del movimiento de un contaminante en el agua subterránea.

El desarrollo de las bases de diseño y el análisis del modelo físico facilitarán la construcción de un modelo de mayor tamaño, ya que todas las especificaciones técnicas como el tipo de materiales a utilizar, la configuración del modelo y su modelación numérica estarán disponibles previamente. Dadas estas condiciones, se espera que la construcción del modelo se realice dentro de los plazos que considera el desarrollo de este trabajo.

Finalmente se espera que esta memoria sirva como precedente para el análisis a fondo de otros problemas tales como la recarga artificial de acuíferos, la protección de estos ante potenciales fuentes de contaminación y la limpieza de sitios ya contaminados, a través de algún proceso de remediación, ya que también pueden ser resueltos a través de este tipo herramientas, quedando como temas interesantes para ser abordados en el desarrollo de futuras memorias.

1.5 Organización del Informe

El presente informe se encuentra dividido en seis capítulos, los que se describen a continuación.

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

En este primer capítulo se presenta una descripción general del problema a abordar, la motivación por la cual se ha decidido realizar este trabajo y los objetivos generales y específicos junto a los resultados esperados y la estructura que tendrá este informe.

CAPÍTULO 2: REVISIÓN DE ANTECEDENTES

En este capítulo se presenta la revisión de antecedentes, acá se describen los conceptos básicos asociados a las aguas subterráneas, así como los fenómenos que rigen a cada proceso. Además se describen de manera sencilla la multiplicidad de modelos físicos de aguas subterráneas descritos en las diferentes publicaciones revisadas y los modelos comerciales disponibles, para finalmente describir en detalle un modelo físico comercial que será adquirido, el que permitirá estudiar el funcionamiento de este tipo de modelos.

CAPÍTULO 3: MODELACIÓN NUMÉRICA CON MIRAS A LA OBTENCIÓN DE UN MODELO FÍSICO

En este capítulo se muestra el diseño conceptual que servirá de base para desarrollar un modelo numérico y la descripción general de la plataforma Visual MODFLOW en la cual se implementará el modelo numérico, considerando un acuífero homogéneo de arena y utilizando los parámetros hidrogeológicos que han sido extraídos de la literatura revisada. Finalmente se presenta el análisis de los resultados obtenidos para la modelación numérica.

CAPÍTULO 4: DISEÑO, CONSTRUCCIÓN E IMPLEMENTACIÓN DE UN MODELO FÍSICO DE AGUAS SUBTERRÁNEAS

En este capítulo se muestran los pasos que se han seguido para llegar a construir finalmente el modelo físico, desde la construcción del recipiente que lo contendrá, pasando por la elección del material constituyente hasta el diseño del sistema hidráulico que permitirá el funcionamiento de este modelo se describirán en detalle durante este capítulo.

CAPÍTULO 5: OPERACIÓN DE LOS MODELOS FÍSICOS DE AGUAS SUBTERRÁNEAS

En este capítulo se muestra un análisis crítico de la operación de cada modelo, junto a las recomendaciones generales que se entregan para usos posteriores de este trabajo de título y de los modelos aquí descritos.

CAPÍTULO 6: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En este capítulo se analizan los principales resultados obtenidos dentro de la presente memoria, se presentan y discuten sus limitaciones y se proponen recomendaciones útiles para futuros estudios.

2. REVISIÓN DE ANTECEDENTES

2.1 Aspectos Generales

Durante la recopilación de antecedentes se han evaluado los diferentes tipos de modelos físicos de aguas subterráneas disponibles en el mundo, los proveedores y sus distribuidores en Chile, con el fin de adquirir un modelo básico para su conocimiento e implementación. Este modelo permitirá adquirir los conocimientos claves para la construcción de un modelo de mayor tamaño que se construirá durante el transcurso del presente trabajo de título.

Para comprender a cabalidad los temas aquí tratados es necesario introducir al lector sobre los conceptos más básicos asociados a las aguas subterráneas, por lo cual es imposible pasar por alto una breve revisión de las principales definiciones y conceptos asociados al flujo de aguas subterráneas y al transporte de contaminantes, definiendo algunas de las leyes que gobiernan el transporte de solutos en medios porosos.

2.2 Conceptos Básicos de Aguas Subterráneas

El agua ingresa a la tierra en las zonas de recarga como infiltración debido a la lluvia, al derretimiento de la nieve y como resultado de algunas actividades humanas como el riego, o incluso desde algunos ríos, lagos, humedales y océanos.

El agua infiltrada fluye por acción de la gravedad a través de los suelos más permeables, atravesando los sedimentos y rocas permeables que se encuentran en la *zona no saturada* hasta alcanzar el nivel *freático*, ubicado en la parte más alta de la *zona saturada*. El nivel freático aumenta y disminuye con el tiempo dependiendo de la cantidad del agua que infiltra. En algunos sectores, el nivel freático se encuentra somero o incluso sobre el nivel de la tierra formando lagos y humedales, pero en otros lugares puede encontrarse cientos de metros bajo la superficie terrestre.

Ciertos sectores de la zona saturada, formados principalmente por arenas y gravas no consolidadas, arenillas, limos y dolomitas, basaltos, así como rocas metamórficas y plutónicas

fracturadas son capaces de almacenar y transmitir agua a tasas suficientes para satisfacer la extracción desde un pozo de bombeo, estos sectores se conocen bajo el nombre de *acuíferos* y tienen una permeabilidad intrínseca superior a 0.01 *darcy*. Aquellos sectores que tienen la capacidad de almacenar agua, pero poseen una limitada capacidad para transmitirla y sustentar la operación de un pozo se denominan *acuitardos*, estos tienen una permeabilidad intrínseca inferior a 0.01 *darcy* y se encuentran formados por arcillas, arenas arcillosas, glaciares, limolitas y calizas ligeramente fragmentadas. Un *acuífugo* es una unidad geológica que es incapaz de almacenar o transmitir agua, en esta clasificación caen algunos tipos de arcillas, rocas sanas y esquistos (formaciones rocosas formadas en láminas como pizarra que constituyen un grupo de rocas metamórficas de grado medio).

Existen principalmente dos tipos de acuíferos, los acuíferos confinados y los acuíferos libres.

Acuífero Libre: son formaciones permeables que se encuentran entre el nivel freático, límite superior de la zona saturada y alguna capa de sedimentos menos permeable, generalmente compuesta por arcillas o rocas. El agua que ha infiltrado se mueve libremente por la zona no saturada (percolación) llegando hasta el nivel freático y recargando al acuífero no confinado. El espesor de este tipo de acuíferos va desde unos pocos metros a cientos de metros.

Acuífero Confinado: Los acuíferos confinados son también conocidos como acuíferos artesianos, y se encuentran cubiertos por una capa de sedimentos o rocas que no son acuífero (acuitardo o acuífugo). Este tipo de acuífero se encuentra la mayoría de las veces bajo un acuífero libre y su recarga puede ocurrir a través de una zona de recarga superior en la cual los estratos afloran a la superficie del terreno o a través de una recarga vertical muy lenta. Al perforar un pozo en este tipo de acuíferos es posible que el agua brote por sí sola desde la tierra, esto se debe a la diferencia de presiones entre el acuífero y la superficie. Este tipo de pozos se denomina pozos artesianos fluyentes o pozos surgentes.

El agua subterránea infiltra en la tierra en las zonas de recarga, fluye a través de la zona saturada y emerge desde la tierra en las zonas de descarga. Las zonas de recarga son generalmente extensas, pueden incluir lagos y humedales, en cambio, las zonas de descarga son en general de menor envergadura y se encuentran a menor cota, habitualmente en las llanuras de inundación de los ríos, cerca de lagos o humedales y otros cuerpos de agua como los océanos. Los manantiales y vertientes son popularmente reconocidos como zonas de

descarga, sin embargo, no todas las zonas de descarga de agua subterránea se encuentran visibles.

El agua subterránea puede llegar a viajar cientos de kilómetros desde las zonas de recarga hasta llegar a las zonas de descarga. En arenas y acuíferos similares, donde el flujo es relativamente lento, de tan sólo unos pocos centímetros por día, es posible predecir el movimiento del agua subterránea con un alto grado de certeza, ya que en este caso las líneas de flujo se mantienen prácticamente paralelas, cumpliendo así con la hipótesis de flujo laminar, sin embargo, en otros acuíferos donde el flujo se produce a través de canales o fracturas, éste se vuelve muy complejo e impredecible. Si las fracturas o sistemas de cavernas y túneles son grandes, como en algunos sectores de piedra caliza y canales solidificados de lava, el flujo se vuelve turbulento y muy rápido, llegando a avanzar muchos kilómetros por día.

Los pozos son hoyos perforados o excavados en la tierra para llegar al acuífero. En el mundo desarrollado, la mayoría de los pozos son perforados usando una variedad de métodos y máquinas. En acuíferos no consolidados, es posible que el material colapse, entrando al pozo durante su excavación, esto hace necesario disponer de una tubería, generalmente de acero, la que se introduce en la tierra a medida que la excavación avanza, manteniendo el sedimento fuera del pozo y permitiendo el ingreso del agua, por un sector perforado denominado criba. En acuíferos de roca consolidada puede prescindirse de la tubería y el pozo queda terminado como un gran agujero. A una profundidad suficiente, que considere el descenso del nivel freático producto de la operación del pozo, se ubica una bomba que eleva el caudal hasta la superficie. En pozos artesianos fluyentes no es necesario utilizar bombas, sin embargo se dispone de una válvula que regule el caudal saliente.

En la *Figura 2.1* es posible apreciar los diferentes tipos de acuíferos y pozos que se han definido durante el desarrollo de este capítulo.

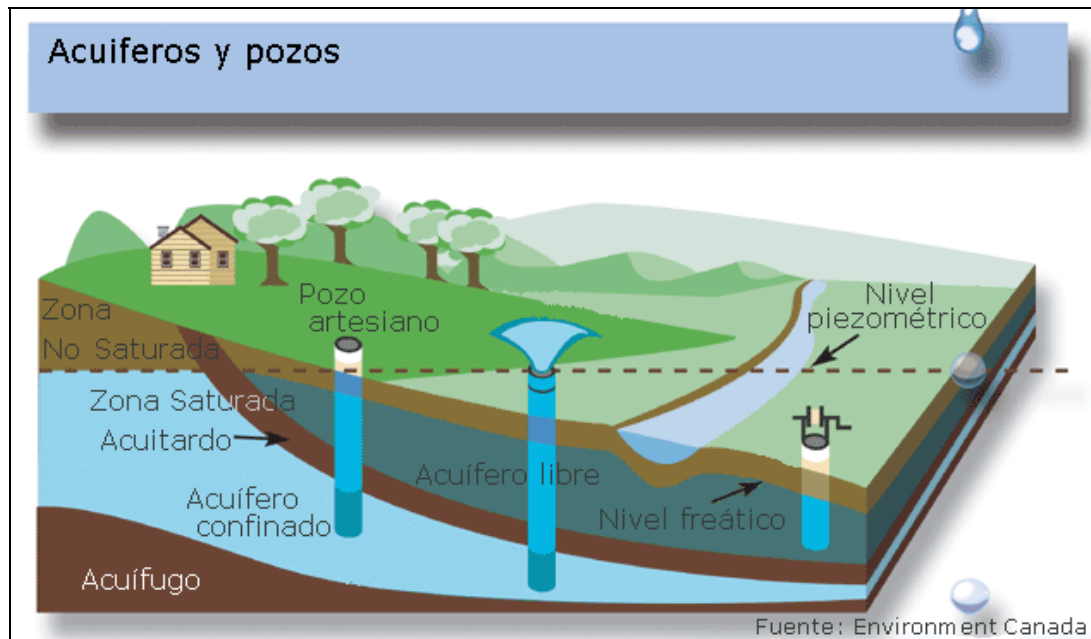


Figura 2.1. Modelo conceptual de los tipos de acuíferos y pozos.

2.3 Transporte de Contaminantes en Medios Porosos

2.3.1 Aspectos Generales

Las sustancias contaminantes son aquellas sustancias peligrosas para los seres humanos, animales y plantas. Ellas se infiltran en la tierra prácticamente de la misma forma que lo hace el agua, algunas veces una muy baja concentración, del orden de algunas partes por millón, puede ser considerada peligrosa. Si un contaminante es menos denso que el agua y no se disuelve fácilmente en ella, flotará y se ubicará sobre el nivel freático mezclándose lentamente con el agua subterránea. En cambio si este contaminante tiene una densidad similar al agua y es soluble en ella, este se transportará a través del acuífero junto con el agua, formando rutas de flujo denominadas *plumas de contaminante*, algunos ejemplos de estos contaminantes solubles son los nitratos, el cromo y el arsénico. En caso que el contaminante sea más denso que el agua y permanezca insoluble, se ubicará en la zona más profunda del acuífero

contaminándolo lentamente, algunos ejemplos son el agua salada, y algunos solventes químicos como el Tricloroetano.

El transporte de masas es controlado por una variedad de procesos físicos, químicos y biológicos. Los procesos relacionados con el transporte de masas (advección, difusión y dispersión) junto con algunas formas de transporte de masas (decaimiento radiactivo y adsorción) son bien entendidos en la actualidad. En la práctica se han realizado modelos multidimensionales de estos procesos, encontrando resultados satisfactorios. Sin embargo, aun se requiere trabajo para determinar otras formas más complejas de procesos químicos (Oxido/Reducción, Precipitación e Hidrólisis) y biológicos (Degradación Bacteriana) en el transporte de masas. Aunque existen prototipos para estos modelos complejos, éstos no se encuentran listos para ser aplicados de manera práctica. (National Academy of Science U.S.A, *Ground Water Models–Scientific and Regulatory Applications*).

2.3.2 Procesos de Transporte de Solutos en Medios Porosos

Advección: La advección se origina por el transporte de solutos a través de un flujo natural o artificial de agua subterránea. La velocidad con que se mueve una pluma de contaminantes corresponde a la velocidad de poros o real v , obtenida como la velocidad de Darcy dividida por la porosidad del medio (η). Para el transporte de contaminantes conservativos en acuíferos homogéneos, en que la velocidad es constante en función del tiempo, la ecuación de transporte advectivo unidimensional está dada por:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial x}$$

Donde x es la distancia en la dirección del flujo [L], t es el tiempo [T], C la concentración [ML^{-3}] y v es la velocidad de transporte advectivo [LT^{-1}]. Generalmente, en acuíferos de arena y gravilla, se observa que el movimiento de la pluma de contaminantes es dominado por la advección.

Difusión: La difusión se entiende como el flujo de soluto que se transporta de zonas de altas concentraciones a zonas de bajas concentraciones debido al movimiento browniano de iones y especies moleculares. El cambio de concentración en el tiempo sobre un volumen de control sujeto a un flujo difusivo queda representado por la segunda ley de Fick como:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}$$

Donde D es el coeficiente de difusión [L^2T^{-1}]. Para la difusión en agua, D varía entre 1×10^{-9} a $2 \times 10^{-9} m^2 / s$.

Dispersión: La dispersión se refiere al efecto del esparcimiento que experimenta una pluma de contaminante en las direcciones longitudinales y transversales del flujo debido a la heterogeneidad propia de cada formación acuífera, y que se representa como un cambio en las propiedades físicas punto a punto, ya sea tanto para pequeñas escalas (escala de poros) como para grandes o macro escalas (escalas regionales). De esta forma, la dispersión es un fenómeno que tiende a acrecentar el área de influencia de una pluma de contaminante en función del tiempo, uniformemente cuando se trata de acuíferos homogéneos y desordenadamente cuando se trata de acuíferos heterogéneos. Dentro de los factores que generan tal dispersión, se encuentran: la mayor rapidez del flujo en la parte central de los poros, el hecho que algunas de las líneas de flujo sean mayores que otras debido a los distintos caminos que toma el agua subterránea y que la velocidad del flujo es mayor en poros grandes que en poros pequeños, entre otros. (Maulén H. 2004)

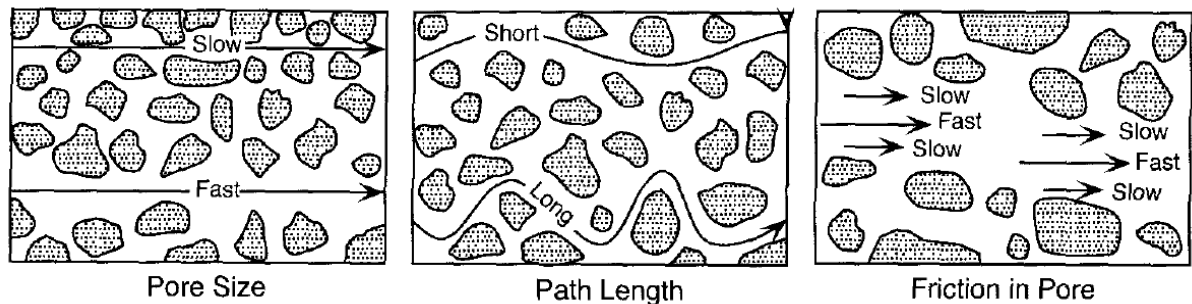


Figura 2.2. Dispersión mecánica.

Fuente: Espinoza C. 2007, Transporte de Contaminantes

2.4 Aplicaciones de los Modelos Físicos en Hidrogeología

En la actualidad se han desarrollado una multiplicidad de modelos que abarcan los más diferentes temas, que van desde la descripción del funcionamiento de un sistema acuífero hasta el análisis de las medidas de remediación de acuíferos contaminados.

Entre las problemáticas abordables destacan tres grandes sectores, el primero es la *descripción de los sectores que componen el ciclo hidrológico subterráneo*, en este caso se muestran las diferentes estructuras geológicas y la interacción entre éstas; su principal propósito es realizar una demostración visual de los conceptos más básicos de las aguas subterráneas, mostrar las zonas saturadas y no saturadas, las zonas de infiltración y de descarga, las variaciones en el nivel freático producto de la recarga, los acuíferos, acuitardos y acuífugos, las líneas de flujo preferencial producto de las diferencias en las características del acuífero como por ejemplo en la permeabilidad y porosidad.

El segundo sector aborda los temas *operacionales* como observar el cono de depresión que se produce debido a la operación de un pozo, los efectos de superposición debido al bombeo en varios pozos simultáneamente, evaluar las depresiones y recuperaciones de los niveles del agua subterránea cuando se simula una prueba de bombeo, la interacción río-acuífero, y la recarga artificial de acuíferos entre muchos otros.

Por último es posible abordar la *contaminación y remediación de acuíferos*, mostrando por ejemplo el efecto de la intrusión salina en un acuífero costero, la infiltración de nitratos y otros abonos en los sectores agrícolas, la percolación de contaminantes desde fosas sépticas o tranques de relave, o algún tipo de contaminante que tenga una densidad distinta a la del agua, mezclando alcohol o agua salada con un trazador para mostrar cómo se ubican en el acuífero estos NAPL's (líquidos con densidad distinta a la del agua que se mezclan muy lentamente con ella). Dentro de las medidas de remediación que pueden ser simuladas mediante modelos físicos, una de las que tiene un mayor impacto visual es el bombeo y tratamiento, dónde se muestra como al operar un pozo extrayendo agua desde un acuífero contaminado, se extrae un trazador limpiando el acuífero.

Otros modelos con un enfoque más científico se han utilizado para evaluar la efectividad de alguna medida de remediación, como por ejemplo la utilización de SVE (Soil vapor extraction) y AS (Air sparging) para la extracción de combustibles desde un acuífero, aprovechando la volatilidad del contaminante. Considerando primero que el contaminante ha sido derramado en

la zona no saturada muy cerca del nivel freático y después una inyección del contaminante directamente en la zona saturada (Echavarría G. & Molano M., U. Andes, Bogotá 2005).

2.5 Modelos Comerciales de Aguas Subterráneas

Se han encontrado tres tipos de modelos físicos de aguas subterráneas, dos de ellos en Estados Unidos y el último en Alemania. El primer modelo es un modelo de la Universidad de Wisconsin (*Figura 2.3*) y ha sido desarrollado con fines docentes en un proyecto llamado *Groundwater Model Project*, el que consiste en un trabajo de difusión orientado a diferentes colegios del estado de Wisconsin, con el fin de crear conciencia sobre el recurso hídrico subterráneo. Este modelo está diseñado para mostrar el flujo de aguas y trazadores para diferentes gradientes, presenta acuíferos confinados y libres, y cuenta con una serie de pozos mediante los cuales es posible observar el efecto de bombeo. Su operación es totalmente manual, ya que no considera ningún tipo de bomba para inducir un gradiente en el acuífero y tiene un costo aproximado de 10.6 UF (al 1/10/2009) más los costos de envío e importación. (Ground Water Model Project)

El segundo modelo ha sido diseñado por el Doctor Richard Passero y es distribuido dentro de los Estados Unidos por Fisher Science Education. Para este modelo se presentan tres configuraciones; el modelo más simple, llamado *Envision 2000 Sand and Gravel Groundwater Flow Simulator* (*Figura 2.5*), es un modelo de arenas y gravas finas que muestra la interacción entre diferentes pozos y los acuíferos confinados y libres, tiene 8 pozos ubicados a diferentes profundidades, sus dimensiones son 50 cm x 20 cm x 30 cm y tiene un costo de 37 UF (al 1/10/2009) más los costos de importación y transporte. Una versión más sofisticada del modelo anterior es el *Envision 3000 Sand, Gravel and Bedrock Groundwater Flow Simulator* que tiene las mismas dimensiones del modelo anterior, manteniendo sus accesorios y agregando una sección en roca fracturada más dos pozos artesianos y dos tanques de almacenamiento subterráneo con filtraciones, las que afectan la calidad del acuífero. La versión más completa desarrollada por el Dr. Passero considera al modelo *Envision 3000 Sand, Gravel and Bedrock Groundwater Flow Simulator* junto a una unidad denominada *Rainmaker* (*Figura 2.6*), la que simula el ciclo hidrológico superficial ingresando un caudal en forma de lluvia.

El distribuidor oficial para Latinoamérica de Fisher Science Education es SAGU y se encuentra inscrito en el sistema Mercado Público (Sistema diseñado para transparentar las adquisiciones realizadas por las entidades públicas). El costo asignado por SAGU para el *Envision 3000 Sand, Gravel and Bedrock Groundwater Flow Simulator* junto a la unidad *Rainmaker* es de 100 UF (al 1/10/2009) con un plazo de entrega de 40 días.

El último modelo cotizado es un modelo a aguas subterráneas que simula el efecto de bombeo de un pozo en un acuífero libre de arena, tiene 120 cm. de largo, por 15 cm. de fondo y 40 cm. de altura y fue diseñado por Anita Ottiger en Alemania (*Figura 2.4*). En este modelo el acuífero de arena es simulado por unas microesferas de vidrio con un alto coeficiente de refracción, a través de las cuales es posible observar claramente la posición del nivel freático. Este modelo tiene un costo muy elevado principalmente por dos razones, la primera es que estas microesferas de vidrio son extremadamente caras en Europa y la segunda es que los costos de envío se hacen demasiado elevados producto de los más de 100 kilogramos que pesa el modelo.(Ottiger A, 2007).

Luego de un análisis económico y gracias a la existencia de un proveedor en Chile para Fisher Science Education, además de la gran cantidad de tópicos que se presentan en el modelo *Envision 3000 Sand, Gravel and Bedrock Groundwater Flow Simulator* con *Rainmaker*, se ha optado por adquirir este modelo como base para desarrollar uno de mayor tamaño en el laboratorio de Hidráulica *Francisco Javier Domínguez* del Departamento de Ingeniería Civil de la Universidad de Chile.

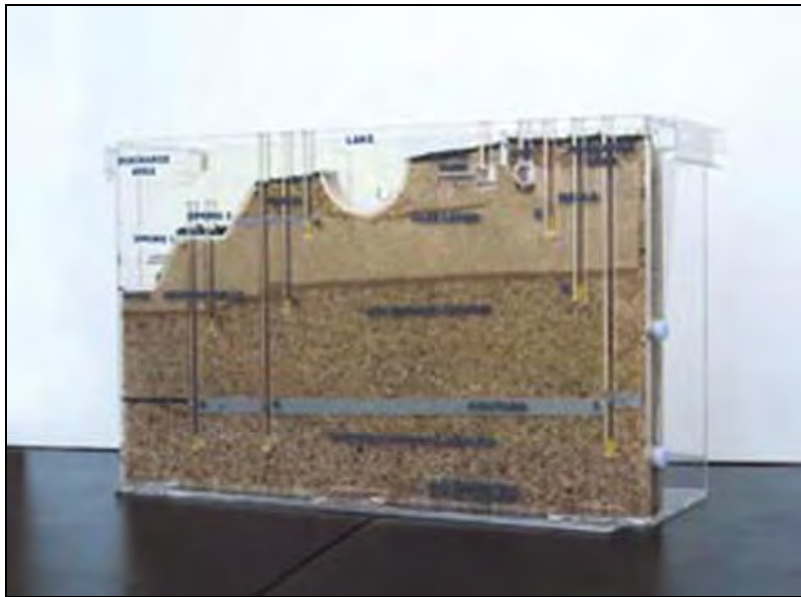


Figura 2.5. EnVISION 2000 Sand and Gravel Groundwater Model.

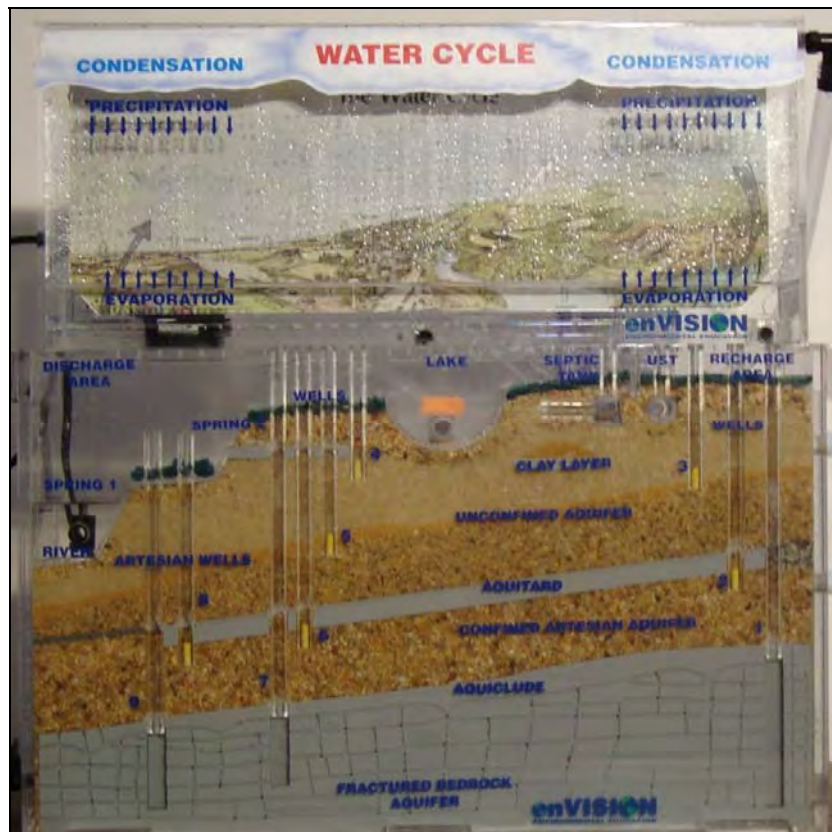


Figura 2.6. EnVISION 3000 Sand, Gravel and Bedrock Groundwater Model Rainmaker.

2.6 Descripción del Modelo EnVISION 3000

A continuación se procederá a describir con mayor detalle el modelo *EnVISION 3000 Sand, Gravel and Bedrock Groundwater Model* con *Rainmaker*.

Este modelo cuenta con dos compartimentos, el acuífero propiamente tal y un compartimento trasero, que sirve como tanque de reserva. La bomba toma el agua desde este compartimento y la eleva hacia una pequeña plataforma ubicada al costado derecho del acuífero, como esta plataforma se encuentra conectada con la zona de recarga, el agua infiltra y fluye como agua subterránea a través del acuífero hacia el río que se encuentra a la izquierda del modelo. Este río descarga nuevamente en el compartimento trasero cerrando el circuito. En el caso que el modelo enVISION 3000 sea operado en conjunto con el Rainmaker, la bomba eleva el flujo desde el compartimento trasero hasta la cámara de lluvia. Este caudal puede ser reintegrado al acuífero como lluvia a lo largo de todo el acuífero o como recarga en la zona de recarga.

El enVISION 3000 muestra un corte de una cuenca de drenaje. La porción de tierra más alta se encuentra en el costado derecho del modelo y es donde se encuentra el punto de recarga del sistema. La superficie de la tierra tiene una pendiente hacia el costado izquierdo del modelo, en el cual se encuentra la zona de descarga. Es así como el modelo enVISION 3000 representa una parte del ciclo hidrológico, especialmente la parte que concierne al agua subterránea. La bomba simboliza la evaporación y el agua que fluye sobre la superficie puede explicarse debido a la lluvia o al derretimiento de la nieve. El compartimento trasero puede ser considerado como el mar.

El modelo enVISION 3000 representa un corte transversal de la tierra, mostrando cuatro capas geológicas, la primera capa está compuesta principalmente por arena fina no consolidada, seguida por una capa de arena media y debajo de esta una delgada capa de arcilla, que constituye un acuitardo.

En el fondo del modelo se dispone de una sección de roca fracturada o sección cavernosa, como las encontradas en piedra caliza, que ha sido confeccionada en plástico de alta resistencia.

Sobre el acuífero de roca fracturada se dispone un acuífero confinado, compuesto por arena gruesa y gravas finas, está cubierto por una capa de arcilla (una mezcla de piedra caliza triturada con bentonita). En ambos bordes del modelo esta capa de arcilla desaparece, permitiendo el intercambio de fluidos entre el acuífero confinado y el acuífero libre.

El modelo posee 9 pozos, dos de los cuales pueden funcionar como pozos artesianos. Estos pozos tienen diferentes profundidades por lo que penetran diferentes capas, si se les enumera del 1 al 9 de derecha a izquierda es posible clasificarlos según su profundidad como sigue:

- Pozos muy profundos: Los pozos 1, 7 y 9 son los más profundos, ya que se extienden hasta la roca fracturada.
- Pozos profundos: Los pozos 2, 6 y 8 penetran el acuitardo llegando hasta el acuífero confinado.
- Pozos someros: Los pozos más someros son los pozos 3, 4 y 5 se encuentran en el acuífero libre ya sea en la zona de arena media o fina.

El acuífero libre posee diferentes accesorios que simulan muchas de las actividades humanas que pueden modificar la calidad del agua subterránea como por ejemplo:

- Un tanque de almacenamiento subterráneo con filtraciones.
- Un fosa séptica que filtra en diferentes puntos.
- Una capa de arcilla, ubicada bajo la fosa séptica, que impide el flujo gravitacional.
- La sección de un lago, conectada con el acuífero y que descarga a través de un manantial.

3. MODELACIÓN NUMÉRICA CON MIRAS A LA OBTENCIÓN DE UN MODELO FÍSICO: MODELACIÓN EN VISUAL MODFLOW

3.1 Aspectos Generales

Como se ha comentado con anterioridad prácticamente no existen limitaciones a la hora de decidir qué tipo de modelo físico construir, esta decisión es aun más compleja si se considera que cada material que conforma un acuífero, tiene diferentes propiedades hidrogeológicas reaccionando de distintas maneras a los mismos estímulos. Por ejemplo al considerar una de las problemáticas más simples de las aguas subterráneas, como “*Observar las variaciones del nivel freático por efecto de un pozo de bombeo*”. La respuesta del acuífero será diferente al suponer que el acuífero es libre o es confinado, del mismo modo se obtendrían diferentes niveles para un acuífero homogéneo respecto de uno heterogéneo, incluso si se considera el caso más simple se obtendrían diferentes resultados para diferentes caudales de bombeo.

El programa Visual MODFLOW permite probar diferentes configuraciones de flujo, modificando cuantas veces sea necesario los parámetros hidrogeológicos y el bombeo en cada uno de los pozos que se diseñen, de esta manera es posible obtener la configuración que represente mejor lo que se desee modelar físicamente sin la necesidad de construirlo.

Una vez determinadas las características principales que definan a cierto modelo físico y el propósito de éste, es posible realizar un diseño conceptual. Este diseño conceptual debe indicar tanto las dimensiones, como el tipo de acuífero, las condiciones de borde y su configuración, el resto de los parámetros que describirán completamente al modelo se obtendrán a partir de un modelo numérico en Visual MODFLOW.

Gracias a esto será posible determinar un cierto rango tanto para los caudales de operación, los que determinarán las características de la bomba, como para los coeficientes hidrogeológicos, que definirán el material que constituye el acuífero.

3.2 Diseño Conceptual

Se desea desarrollar un modelo físico que simule el efecto del cono de depresión en un acuífero, producido por la operación de un pozo de bombeo. En este modelo físico se debiera poder observar claramente las líneas de flujo del escurrimiento, además se desea observar los mecanismos de transporte de un compuesto conservativo en un sistema sin bombeo y analizar la interferencia producida por un pozo de bombeo, el cual modifica la dinámica del flujo en el acuífero.

Para ello se ha considerado un acuífero de arena en el que se han perforado dos pozos. Según la literatura revisada la operación de un modelo físico de aguas subterráneas requiere de al menos una cámara que opere como sistema de almacenamiento de agua y sirva para alimentar el sistema, en este caso se han considerado dos cámaras que servirán como condiciones de borde de nivel constante y serán dispuestas a cada uno de los costados del modelo, estas cámaras podrán operar a diferentes niveles para producir un gradiente en el acuífero sin necesidad de bombear desde alguno de los pozos, esto permite observar las líneas de flujo mediante la inyección de un trazador en la parte posterior del modelo.

Entre las cámaras de control y el acuífero se dispondrá de una pared de acrílico perforada, forrada con una malla de acero inoxidable que permita el paso de agua e impida que el material que constituye el acuífero escape.

Las dimensiones consideradas para la construcción del modelo físico se presentan en la figura a continuación.

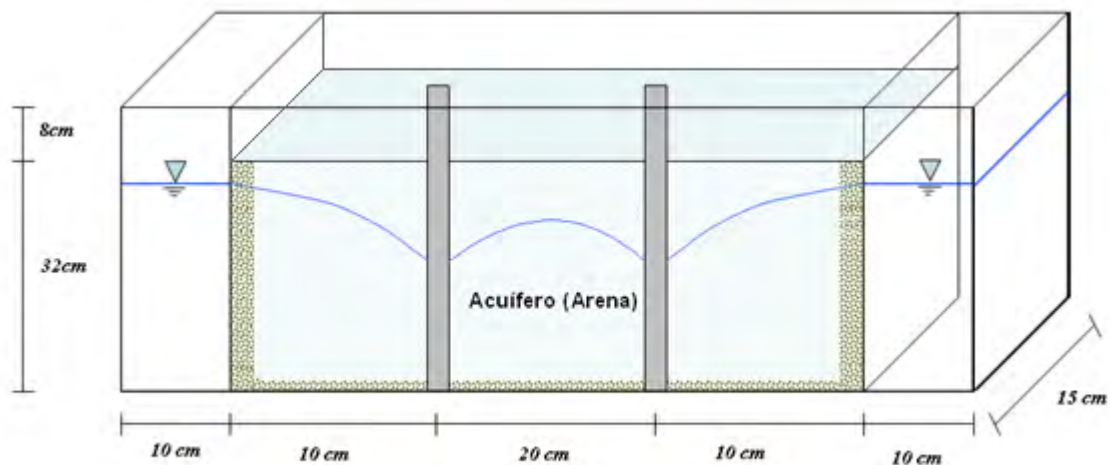


Figura 3.1. Modelo conceptual del acuífero a construir.

El acuífero tiene 40 cm. de ancho por 15 cm. de fondo y 32 cm. de altura más una revancha de protección de 8 cm. Los pozos se encuentran a 10 cm. del las placas perforadas y están a 20 cm. entre sí. Cada una de las cámara de los costados tiene un ancho de 10 cm. por 15 cm. de fondo, una altura máxima de operación de 32 cm. y consideran una revancha de protección de 8 cm.

3.3 Descripción del Programa Visual MODFLOW

MODFLOW es el modelo de flujo de aguas subterráneas en tres dimensiones más ampliamente utilizado en Chile y el mundo, y puede representar los efectos que tienen los pozos, ríos, arroyos, drenes, barreras de flujo horizontal, evapotranspiración y las recargas en un flujo de aguas subterráneas. MODFLOW fue llamado así por el U.S. Geological Survey y es la abreviación para *Modular Three-Dimensional Groundwater Flow Model*. Este programa hecho en *Fortran* es de uso gratuito, pero su utilización no es precisamente sencilla, lo que ha llevado a desarrollar diferentes plataformas comerciales para su utilización, entre las que destaca Visual MODFLOW.

Visual MODFLOW de Waterloo Hydrogeologic añade una interfaz cómoda para el usuario, tanto para introducir las características del modelo (inputs) como para observar los resultados (outputs). Visual MODFLOW incluye además otros programas que fueron creados como complementos de MODFLOW; utilizan la salida del MODFLOW y proporcionan la siguiente información:

- **MODPATH:** describe la trayectoria de las partículas que se hayan definido.
- **ZONE BUDGET:** calcula el balance hídrico de cualquier zona previamente definida, indicando los caudales de entrada y salida de cada zona especificada.
- **MT3D:** calcula el transporte de solutos en el acuífero.

El programa posee una estructura modular, que consiste en un programa principal, y una serie de subrutinas independientes llamadas módulos. Estos módulos están agrupados en paquetes asociados a una componente específica de la hidrología del sitio estudiado o al algoritmo de solución con que se resolverá el sistema de ecuaciones que describe el sistema. MODFLOW resuelve la ecuación diferencial que rige al flujo en medios porosos saturados utilizando el método de diferencias finitas, que a través de un número finito de puntos en el espacio (celdas) y periodos de tiempo, da origen a un sistema de ecuaciones lineales, cuya solución entrega el valor del nivel piezométrico en cada celda y periodo simulado. El sistema se resuelve mediante iteraciones sucesivas hasta que el valor del nivel piezométrico satisfaga el criterio de convergencia impuesto.

Existen varias limitaciones para el uso del código MODFLOW y están asociadas a los siguientes supuestos e hipótesis:

- Conservación de la masa,
- Flujo Saturado,
- Flujo laminar,
- Flujo monofásico,
- Gravedad constante,
- Flujos independientes de la temperatura y de las variaciones densimétricas,
- Propiedades hidrogeológicas uniformes dentro de cada celda.

El movimiento en tres dimensiones del agua subterránea, considerando una densidad constante, en un medio poroso de conductividad hidráulica K y almacenamiento específico S_s puede ser descrito mediante la siguiente ecuación:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) - W = -S_s \frac{\partial h}{\partial t}$$

Donde:

h : Nivel piezométrico;

t : Tiempo;

W : Flujo por unidad de volumen.

Junto a las condiciones de borde e iniciales, esta ecuación permite describir el flujo de agua subterránea en cada zona en estudio. (Edwards A 2007)

El programa Visual MODFLOW utiliza por defecto el motor de flujo “*USGS MODFLOW 2000*” de *Waterloo Hydrogeologic*, en este caso se utilizará el motor “*MODFLOW - SURFACT*” de *Hidrogeologic Inc.*, el que contiene muchos avances y mejoras respecto de las versiones estándar de MODFLOW.

Para MODFLOW SURFACT se han incorporado nuevos módulos de cálculo que mejoran la capacidad de simulación y la robustez del programa, esto le permite manejar íntegramente la desaturación y resaturación de las celdas definidas en la grilla; delimitar de manera más precisa la posición del nivel freático, teniendo en cuenta el flujo en la zona no saturada, el retraso en el rendimiento, y las componentes verticales del flujo. Además posee un módulo que es capaz de redistribuir de manera automática y correcta el caudal del bombeo asociado a un pozo, cuyo cribado se encuentra en múltiples capas, de esta forma el pozo seguirá bombeando el caudal indicado a pesar de que las celdas superiores se encuentren secas.

3.4 Implementación del Modelo Numérico

3.4.1 Aspectos Generales

A partir del modelo conceptual antes mencionado se elaborará un modelo numérico en Visual MODFLOW definiendo la grilla, las condiciones de borde, la condición inicial y la ubicación de los pozos. Sin embargo para ejecutar este modelo son necesarios ciertos parámetros hidrogeológicos, los cuales inicialmente quedarán definidos por los obtenidos de la literatura.

3.4.2 Elaboración del Modelo Numérico

Parámetros hidrogeológicos:

Se ha definido un acuífero homogéneo constituido de arena, según la clasificación de suelos ASTM el rango de arenas se encuentra entre los 0.062 *mm* para arenas muy finas y los 2 *mm* para una arena muy gruesa.

La porosidad se define como el porcentaje de suelo que se encuentra compuesto por espacios vacíos, para arenas no consolidadas se sabe que su porosidad se encuentra en el rango de 25 a 50%.

$$n = \frac{V_{\text{vacíos}}}{V_{\text{total}}} * 100$$

La capacidad específica S_y es la razón entre el volumen de agua drenada desde una muestra de suelo saturado debido a la acción de la gravedad y el volumen total de la muestra. Algunas moléculas de fluido se mantienen adheridas a los sedimentos debido a la tensión superficial. En una muestra de suelo, el agua drenará hasta que se alcance un equilibrio de fuerzas entre la tensión superficial y la fuerza de gravedad.

$$S_y = \frac{V_{\text{drenado}}}{V_{\text{total}}} * 100$$

Al coeficiente definido por la razón entre el volumen de agua retenida en la muestra de suelo por efecto de la tensión superficial y el volumen total, se le denomina retención específica. La suma de la retención específica y la capacidad específica es igual a la porosidad del medio.

$$S_R = \frac{V_{\text{retenida}}}{V_{\text{total}}} * 100$$

Para efectos de la modelación numérica se utilizará un coeficiente de almacenamiento específico S_y de un 20 %, considerando los valores típicos que se presentan en la *Tabla 3.1*.

Tabla 3.1. Capacidad específica para distintos suelos.

Material	Capacidad Específica (S_y)		
	Máximo	Mínimo	Promedio
Arcilla	5	0	2
Arcilla Arenosa	12	3	7
Limo	19	3	18
Arena Fina	28	10	21
Arena Media	32	15	26
Arena Gruesa	35	20	27
Arena Gravosa	35	20	25
Grava Fina	35	21	25
Grava Media	26	13	23
Grava Gruesa	26	12	22

Fuente: Espinoza C. 2007, Propiedades físicas de un suelo.

El coeficiente de permeabilidad o conductividad hidráulica K [LT^{-1}], es un coeficiente de proporcionalidad definido por la ley de Darcy, que relaciona al caudal que fluye por un área dada con un gradiente hidráulico conocido.

$$Q = K * A * \frac{dh}{dl}$$

Para efectos de la modelación numérica se utilizará un coeficiente de permeabilidad $K=0.087$ cm/s, equivalente a 75 m/día, considerando los valores entregados en la *Tabla 3.2*.

Tabla 3.2. Conductividad hidráulica para distintos suelos.

Material	K [cm/s]
Arcilla	$10^{-9} - 10^{-6}$
Limo, limos arenosos, arenas arcillosas	$10^{-6} - 10^{-4}$
Arenas limosas, arenas finas	$10^{-5} - 10^{-3}$
Arenas bien distribuidas	$10^{-3} - 10^{-1}$
Gravas bien distribuidas	$10^{-9} - 10^0$

Fuente: Espinoza C. 2007, *Métodos para la determinación de la conductividad hidráulica*.

Discretización de la Malla:

Se han probado dos configuraciones de la malla. Primero se utiliza un modelo de 1 capa que considera una distribución uniforme de las celdas en el plano X – Y, este modelo de una capa es posteriormente refinado para observar el efecto de la conductividad hidráulica en el eje Z.

En la dirección Y, orientada según el ancho del modelo (15 cm) se han realizado 15 cortes de 1 cm. de espesor cada uno.

En la dirección X, orientada según el largo del modelo (60 cm), se utilizó inicialmente una malla uniformemente distribuida de 60 columnas de 1 cm. cada una, luego se juntaron aquellas celdas que representan a las condiciones de borde, dejando dos grandes columnas de 10 cm. a cada costado del acuífero, dejando un total de 42 celdas activas.

Para la discretización espacial vertical, en la dirección Z se empezó con un modelo de una sola capa, la que finalmente se refinó a 4 capas de 8 cm. cada una, para realizar un análisis comparativo y de esta forma observar la variación de los niveles y caudales observados en los pozos.

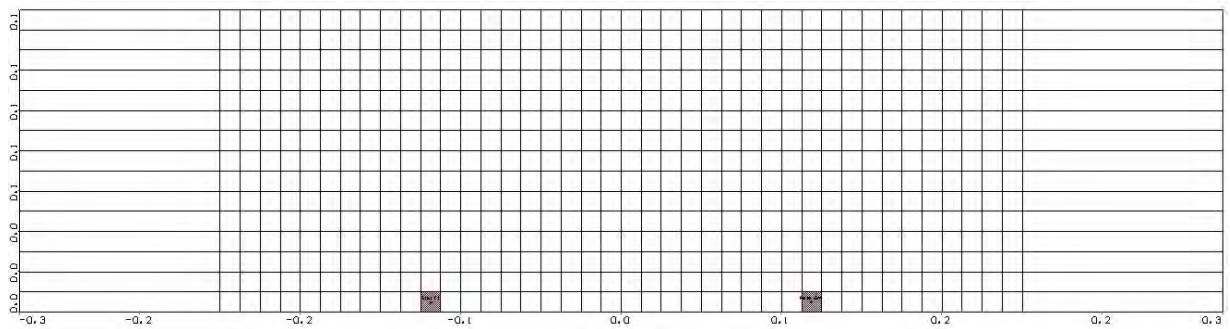


Figura 3.2. Discretización en planta de la malla para la modelación numérica.

Pozos:

En la primera columna de la grilla presentada en la *Figura 3.2*, se han dispuesto dos pozos idénticos, cada uno a 10 cm. del extremo, dónde se encuentran las condiciones de borde y a una distancia de 20 cm entre sí.

Los caudales de bombeo máximos varían dependiendo de la discretización vertical utilizada. Para el modelo de una capa es posible extraer un caudal máximo de 0.02 l/s en cada pozo, mientras que para el modelo de cuatro capas este caudal puede llegar a los 0.05 l/s.

Al multiplicar el volumen total del acuífero por su capacidad específica se obtiene un volumen total de agua disponible de 3.8 litros, esto significa que para el caudal máximo obtenido en el modelo de cuatro capas, cada 38 segundos se extrae un volumen equivalente al volumen total almacenado en el acuífero.

Condiciones de Borde:

En el modelo conceptual presentado existen dos condiciones de borde de no flujo, las que el modelo adopta por defecto al encontrarse fuera de la zona de modelación, además supone otra condición de borde de no flujo, asumiendo que en el fondo del acuífero se encuentra un acuífugo de roca sana. Las otras condiciones de borde son de nivel constante e igual a 25 cm. en cada costado del acuífero, esta condición alimentará al acuífero manteniendo su nivel durante todo el periodo de evaluación.

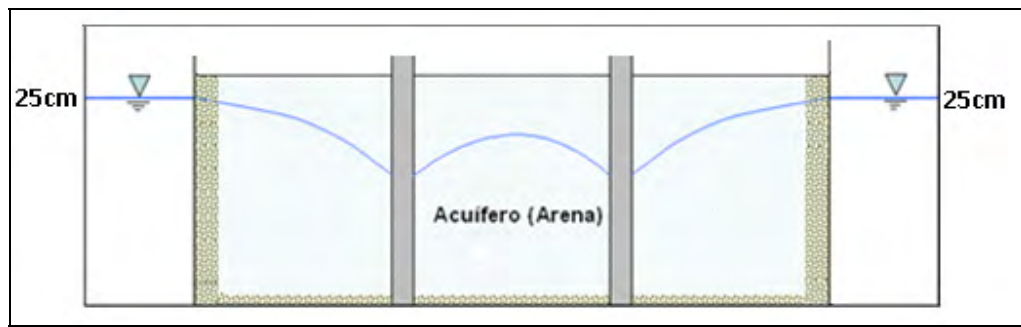


Figura 3.3. Diagrama de las condiciones de borde.

Condiciones Iniciales:

Como condición inicial se ha impuesto un nivel freático estático e igual al de las condiciones de borde 25 cm. para todo el acuífero.

3.4.3 Análisis de Resultados de la Modelación Numérica

El modelo se ha ejecutado en régimen permanente, considerando primero sólo un estrato. Se han analizado los descensos obtenidos cuando sólo un pozo se encuentra en operación y luego cuando ambos pozos están operando. Posteriormente se ha ejecutado el modelo en régimen permanente, considerando cuatro estratos del mismo espesor, observando los descensos y los perfiles de velocidades obtenidos para el caso en que sólo un pozo se encuentra bombeando y para el caso que ambos pozos operan en conjunto, extrayendo en ambos el mismo caudal.

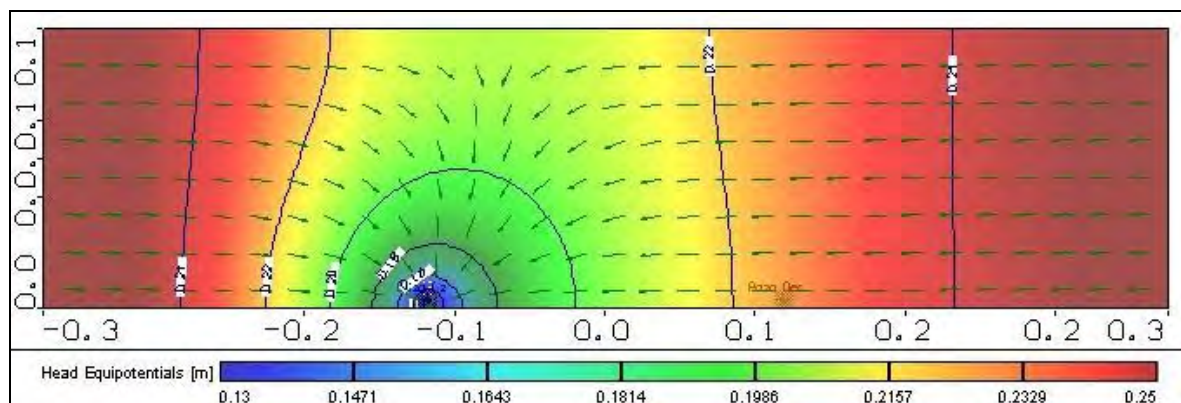


Figura 3.4. Dirección del flujo con un pozo en operación, vista en planta.

En la *Figura 3.4* es posible observar el efecto que tiene un pozo de bombeo sobre el acuífero, produciendo un descenso de casi 12 cm. en el pozo. Esta vista en planta permite observar como las líneas de flujo se dirigen hacia el pozo y como las diferentes equipotenciales, que se presentan como una línea continua casi circular alrededor del pozo se hacen cada vez más horizontales a medida que se alejan hacia las condiciones de borde.

A diferencia de la figura anterior, en la *Figura 3.5* es posible observar el efecto que tienen ambos pozos de bombeo sobre el acuífero. Cuando cada uno extrae un caudal de 0.02 l/s, se produce un descenso de casi 16 cm. en cada pozo. Este caso se puede entender como la superposición de los efectos de bombeo en cada pozo, por lo que las velocidades resultantes corresponden a la suma vectorial de las velocidades obtenidas para cada pozo por separado. Dada la simetría del problema el caudal extraído de cada pozo proviene de la condición de borde más cercana, esto origina que las velocidades en el centro del modelo sean muy bajas, ya que en esta zona se encuentra un punto de estancamiento. Si se observan las líneas de flujo dónde se marca el origen del eje de coordenadas X, es posible ver que éstas son prácticamente ortogonales al eje de las abscisas.

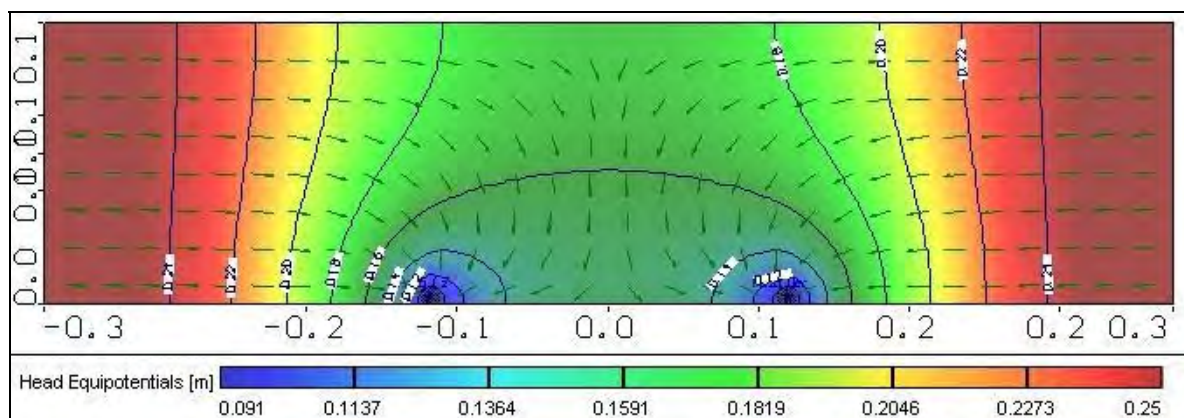


Figura 3.5. Dirección del flujo con dos pozos en operación, vista en planta.

En la *Figura 3.6* es posible apreciar un perfil para el caso en que un pozo bombea un caudal de 0.02 l/s, además se puede ver la magnitud del vector velocidad, notando que las velocidades son mucho mayores en las cercanías del pozo, pero son uniformes en la vertical.

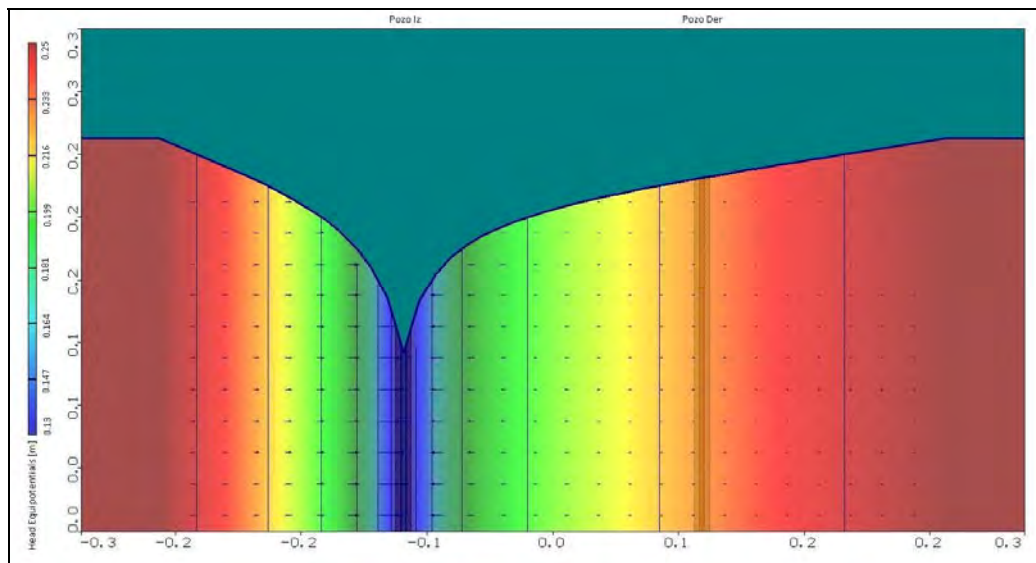


Figura 3.6. Magnitud del vector velocidad cuando un pozo se encuentra operando, vista perfil.

En la *Figura 3.7* se aprecia un perfil para el caso en que ambos pozos bombean un caudal total de 0.04 l/s, además se puede observar la magnitud del vector velocidad, notando que las velocidades son mucho mayores en las cercanías del pozo y son uniformes en la vertical. En este caso también es posible observar la simetría del sistema y que la magnitud del vector velocidad en la zona céntrica del modelo es casi nula, corroborando lo antes mencionado.

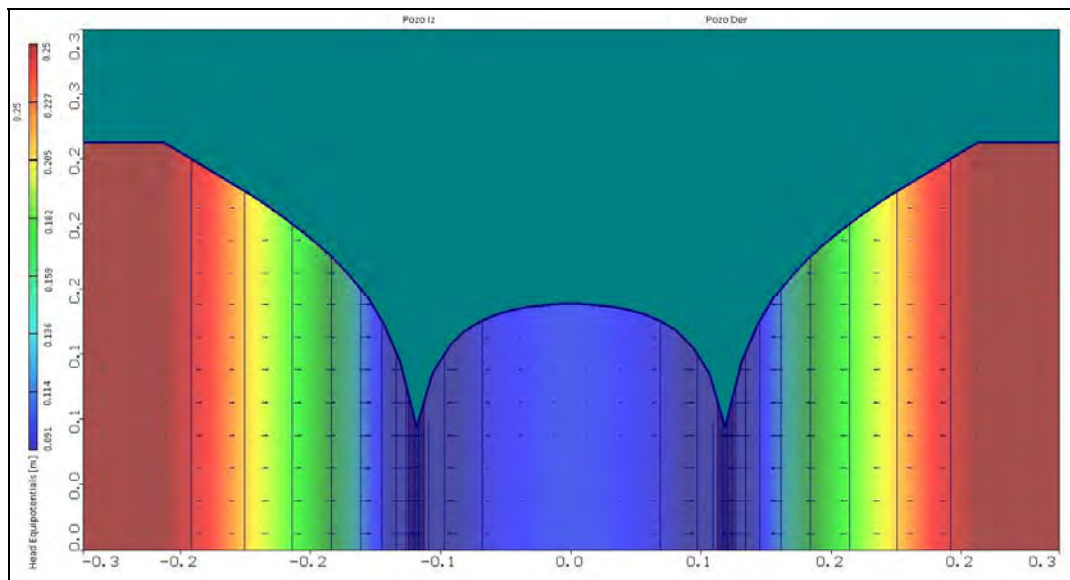


Figura 3.7. Magnitud del vector velocidad cuando ambos pozos se encuentran operando.

Para realizar una modelación más fidedigna, que considere el intercambio de fluidos entre varios estratos y un perfil de velocidades con componente vertical, se incrementará el número de estratos en la modelación numérica, para ello se ha refinado el estrato del modelo anterior en cuatro partes iguales.

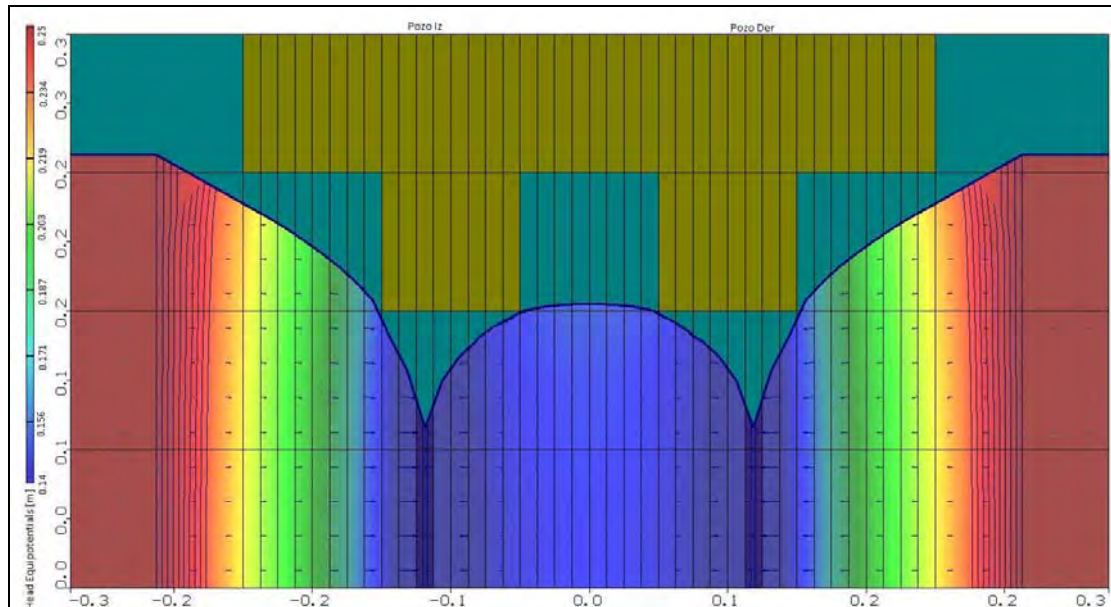


Figura 3.8. Magnitud del vector velocidad en el modelo de 4 capas para $Q_{\text{pozo}} = 0.04$ l/s.

En la *Figura 3.8* se puede observar la magnitud del vector velocidad para un caudal de bombeo de 0.04 l/s en cada pozo.

A diferencia del primer modelo que considera sólo un estrato, se puede bombear un caudal mayor desde los pozos, ya que en este caso el acuífero se seca parcialmente, comenzando desde el estrato más somero, permitiendo así que el pozo continúe drenando desde los estratos inferiores, sin secarse. El descenso observado para este caso es de aproximadamente de 14 cm, muy similar al observado para el modelo de una capa.

Las celdas de color café claro representan celdas secas, las que han agotado por completo su capacidad específica, quedando sólo el agua retenida por efecto de la tensión superficial.

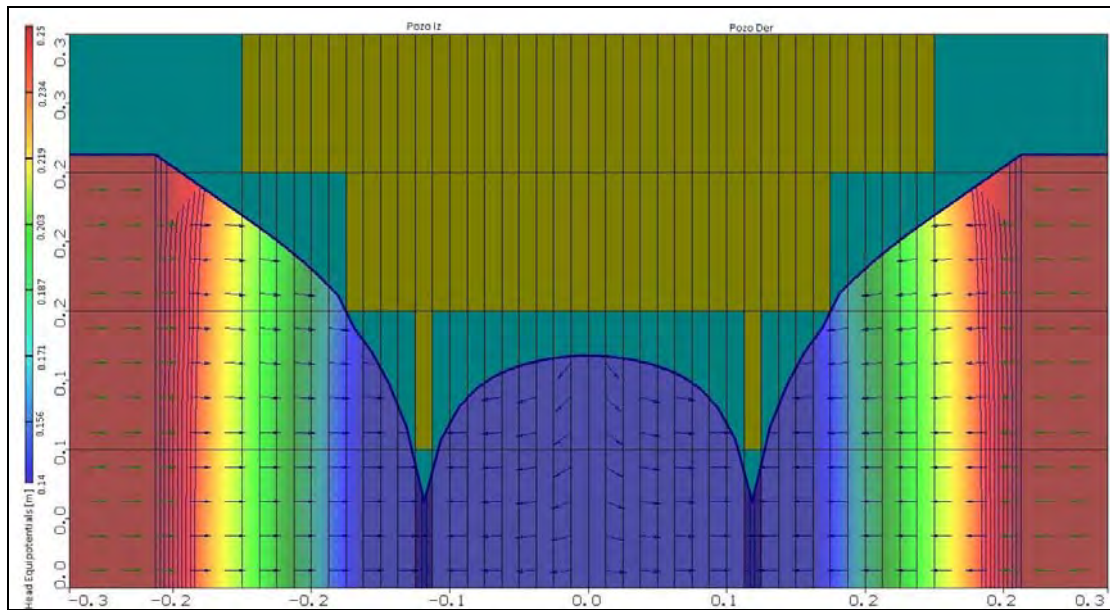


Figura 3.9. Dirección del vector velocidad para el modelo de 4 capas para $Q_{\text{total}} = 0.1$ l/s.

En la *Figura 3.9* es posible observar que las líneas de flujo que anteriormente eran planas tienen una leve componente vertical. Por ejemplo al observar el centro del modelo se puede ver que las líneas de flujo se dirigen en principio según la aceleración de gravedad y al avanzar hacia el fondo, dónde se encuentra la condición de borde impermeable, modifican su dirección orientándose hacia los pozos.

Los gráficos bidimensionales que entrega MODFLOW sólo pueden presentar un valor decimal, ya que este programa no está diseñado para reproducir modelos a tan pequeña escala, sin embargo, la herramienta de visualización en tres dimensiones entrega la cota mínima del nivel freático y permite observar de mejor forma los valores obtenidos para las alturas de flujo en todo el acuífero, señalando los valores principales en el eje y con colores en el grafo.

En las *Figuras 3.10* a la *Figuras 3.13* se observa un perfil tridimensional del nivel freático producto de la operación de uno o ambos pozos para la modelación con 4 capas considerando un caudal de 0.05 l/s en cada pozo.

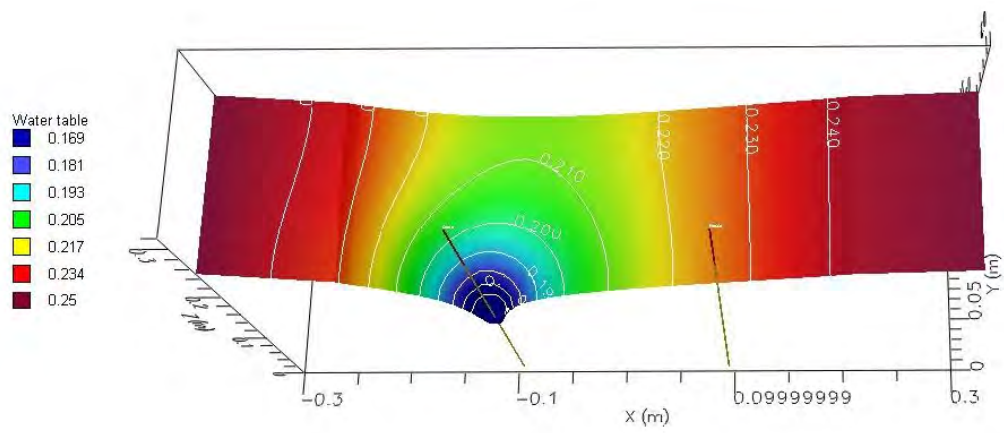


Figura 3.10. Nivel freático en 3D, un pozo operando.

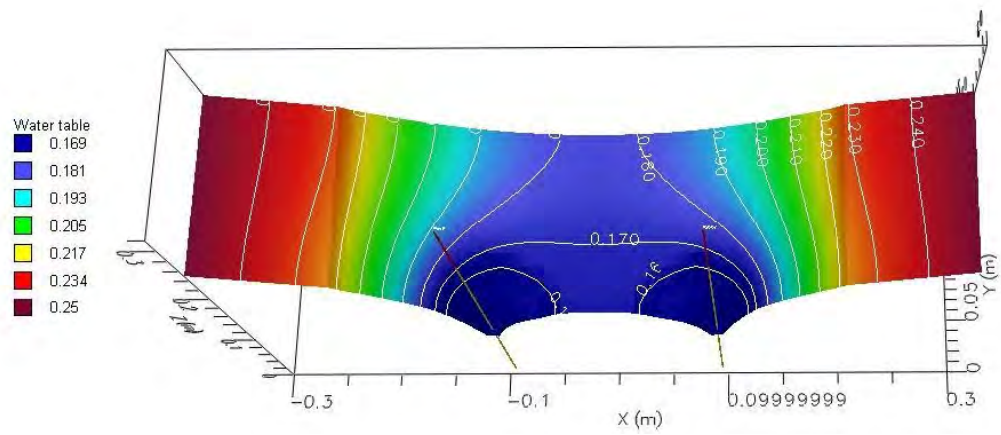


Figura 3.11. Nivel freático en 3D, dos pozos operando.

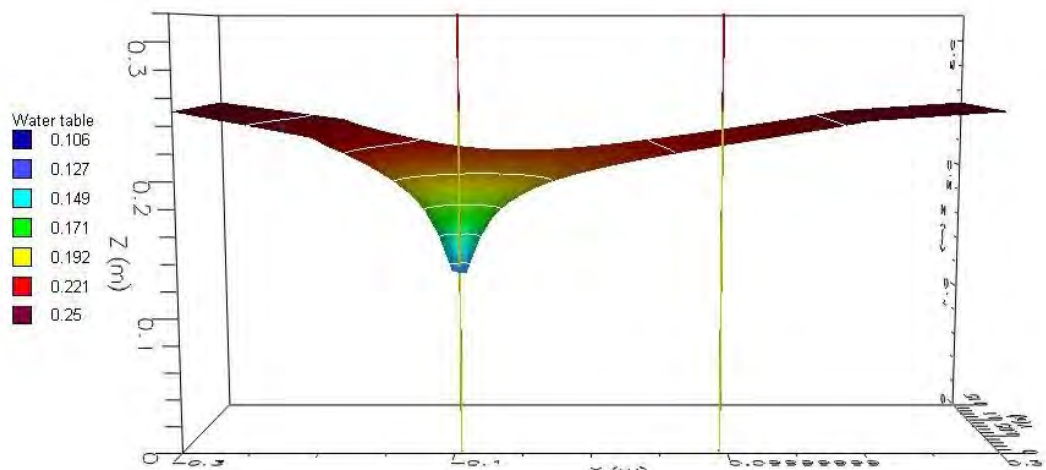


Figura 3.12. Nivel freático en perfil 3D, un pozo operando.

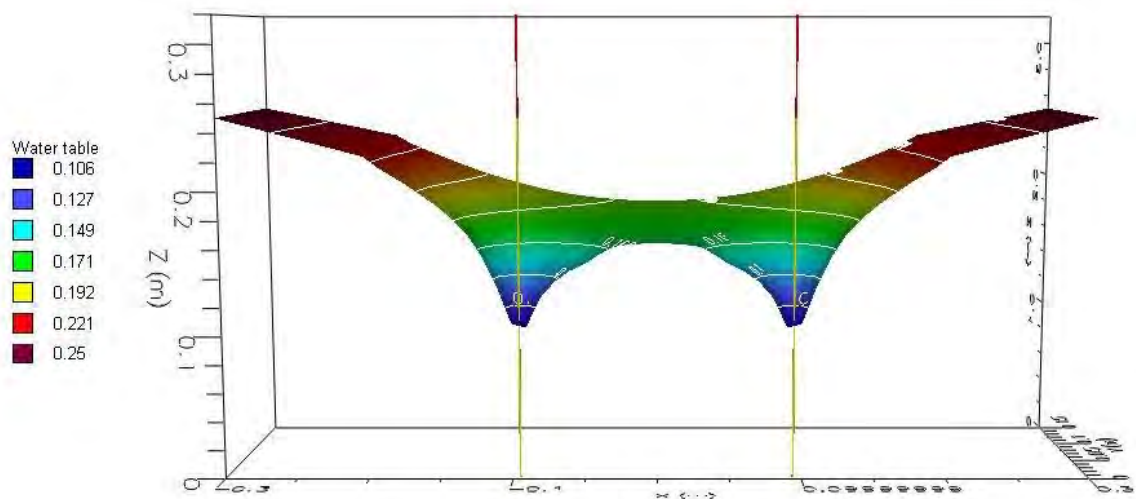


Figura 3.13. Nivel freático en perfil 3D, dos pozos operando.

Una forma de comprobar que la modelación numérica es correcta, es realizando un balance de masas mediante la herramienta Zone Budget del Visual MODFLOW. El balance hídrico presentado corresponde al modelo de cuatro capas para un caudal total de 0.1 l/s

Como se ha manifestado con anterioridad, el modelo conceptual considera dos condiciones de borde de nivel constante, de la cuales se alimenta el acuífero y de donde los pozos obtienen su caudal, esto se puede ver al observar la *Figura 3.14*, donde se presenta el balance de masas entregado por el programa, mostrando en azul el caudal que ingresa al sistema, el cual es

íntegramente aportado por las condiciones de borde, y en color rojo el caudal extraído por los pozos.

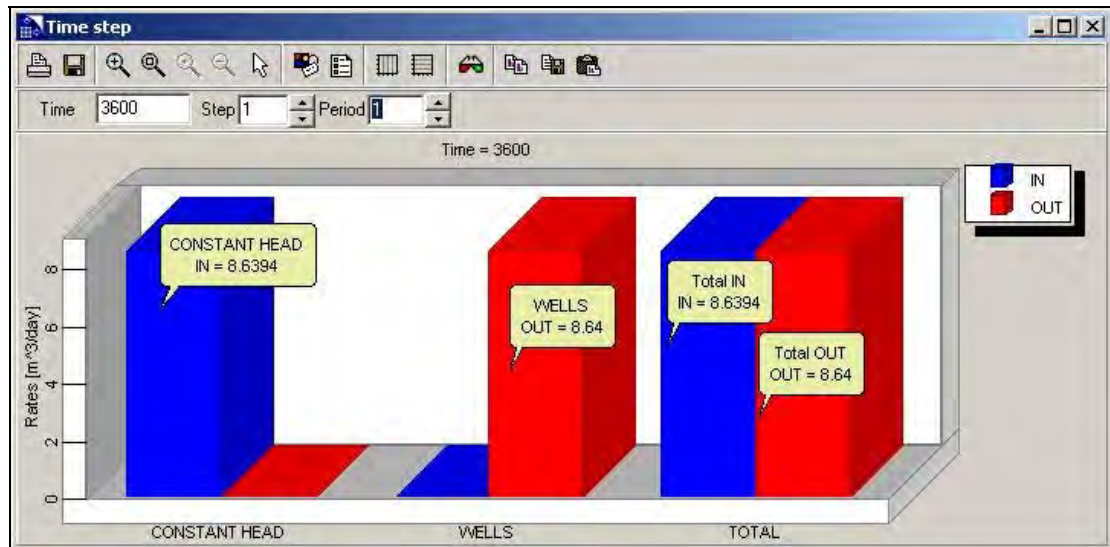


Figura 3.14. Balance de masas en m³/día especificando las salidas y entradas.

Según el gráfico anterior, las salidas a través de los pozos se han cuantificado en 0.1 l/s, exactamente las impuestas en la modelación, mientras que las entradas, provenientes de las condiciones de borde se han cuantificado en 0.09999 l/s. Las diferencias entre las entradas y salidas del sistema son inferiores al 1% con lo que se pone fin a la modelación numérica.

4. DISEÑO, CONSTRUCCIÓN E IMPLEMENTACIÓN DE UN MODELO FÍSICO DE AGUAS SUBTERRÁNEAS

4.1 Aspectos Generales

Considerando los resultados obtenidos en la modelación numérica y a partir del análisis realizado al modelo EnVISION 3000, se construirá un modelo físico de acuífero en el cual se puedan observar y diferenciar las distintas líneas de flujo y analizar el efecto que produce el bombeo en los pozos sobre el nivel freático.

En este capítulo se muestran los pasos que se han seguido para llegar a construir finalmente el modelo físico, desde la construcción del recipiente que lo contendrá, pasando por la elección del material constituyente hasta el diseño del sistema hidráulico que permitirá el funcionamiento de este modelo se describirán en detalle durante este capítulo.

4.2 Diseño del Modelo Físico

4.2.1 El Acuífero

Para la construcción del recipiente que contendrá el acuífero se ha adquirido una plancha de acrílico transparente de 180 *cm.* x 120 *cm.* con un espesor de 6 *mm.* Este acrílico de alta resistencia no se ralla fácilmente y soporta muy bien las solicitaciones impuestas por el material que compone al acuífero, además es incoloro lo que permite observar claramente y sin distorsión que sucede en su interior.

Se han considerado los siguientes cortes de la plancha de acrílico para mantener las dimensiones utilizadas previamente en la modelación numérica:

- 2 Planchas de 15 *cm.* x 40 *cm.*
- 2 Planchas de 61.2 *cm.* x 40 *cm.*

- 1 Plancha Base de 61.2 cm. x 16.2 cm.
- 2 Planchas perforadas de 15 cm. x 35 cm.

Para dar forma al receptáculo que contendrá al acuífero, estas planchas serán pegadas utilizando cloroformo industrial, el cual es inyectado por medio de una jeringa en el pequeño espacio que queda al juntar dos láminas de acrílico. Este líquido escurre ubicándose entremedio de las láminas fusionándolas y otorgándoles gran resistencia.

Para reforzar la unión y con el propósito de evitar cualquier filtración, se cubre cada una de las uniones con silicona líquida sellando definitivamente cada unión.

El acuífero propiamente tal estará compuesto principalmente por microesferas de vidrio 20/40, este material ha sido utilizado por Anita Ottiger en la construcción de un modelo similar en Alemania y presenta grandes ventajas, ya que posee características hidráulicas parecidas a las de la arena pero permite distinguir fácilmente el nivel freático y los descensos producto de la operación de los pozos gracias a su elevado coeficiente de refracción.

Estas microesferas de vidrio son un producto europeo patentado por SOVITEC y son distribuidas en Chile por SPES. Su textura, tamaño y composición química las hacen ideales para ser utilizadas como el material principal en este modelo de aguas subterráneas.

Características Técnicas:

- Composición Química: Vidrio sílico-sódico-cálcico.
- Índice de Refracción: 1,50 - 1,55.
- Peso Específico: 2,3 a 2,6 g/cm³.
- Esfericidad: 80 % mínimo.
- Granulometría Malla-Tamiz #20 a #230 (850 a 63 micrones).

La *Tabla 4.1* presenta la granulometría de las microesferas de vidrio, en una muestra cualquiera de estas microesferas cerca del 10% tiene un diámetro menor a los 300 micrones, por esta razón se ha tamizado todo el material que constituirá al acuífero con una malla #30, la que tiene

un diámetro de abertura de 600 micrones, asegurando de este modo que todas las partículas que compondrán este acuífero tendrán a lo menos 600 micrones de diámetro.

Tabla 4.1. Granulometría de las microesferas de vidrio, abertura en micrones.

Malla N°	Abertura (m)	% que pasa
20	850	90-100
30	600	80-50
40	425	15-40
50	300	0-10
70	212	-
80	180	-
100	150	-
140	106	-
200	75	-
230	63	-

La pared acrílica perforada que separa al acuífero de las condiciones de borde se encontrará cubierta por una malla de acero inoxidable ASHTO #50, la que tiene un diámetro de 300 micrones. Con esta medida se pretende evitar la migración de partículas fuera del acuífero. Además, como medida de precaución se dispondrá de una capa de arena media (1 a 2 mm), justo entre la pared acrílica perforada y el acuífero, de este modo se evita que las microesferas colmaten la malla imponiendo una resistencia extra al flujo. Los pozos que se dispondrán en el modelo serán construidos íntegramente con una malla de acero inoxidable #50 y serán adheridos a la pared acrílica, de este modo se evitará que el material del acuífero escape a través de estos.

En la modelación numérica se han utilizado los parámetros hidrogeológicos obtenidos de la literatura. Ahora que se ha decidido cuál será el material que conformará al acuífero es posible determinar estos parámetros a través de algunos ensayos de laboratorio.

Para determinar la porosidad de una muestra de suelo, se necesitan algunas muestras de suelo saturadas, las que deben ser pesadas y luego secadas en un horno a 105° C por varias horas. Por diferencias de peso es posible obtener la cantidad de agua que se encontraba retenida en la muestra saturada.

Tabla 4.2. Tabla resumen para determinar la porosidad de las microesferas de vidrio.

Peso Saturado [gr]	Peso Seco [gr]	Volumen de la muestra [cm ³]	Volumen de agua [cm ³]	Porosidad
259	230	100	29	29%
519	460	200	59	30%
788	690	300	98	33%
1065	920	400	145	36%
1330	1150	500	180	36%

Se han tomado 5 muestras saturadas de 100, 200, 300, 400 y 500 cm³, estas han sido pesadas en su estado saturado y seco, obteniendo los resultados presentados en la *Tabla 4.2*. De los resultados obtenidos se ha determinado que la porosidad efectiva promedio es de 32.6 %

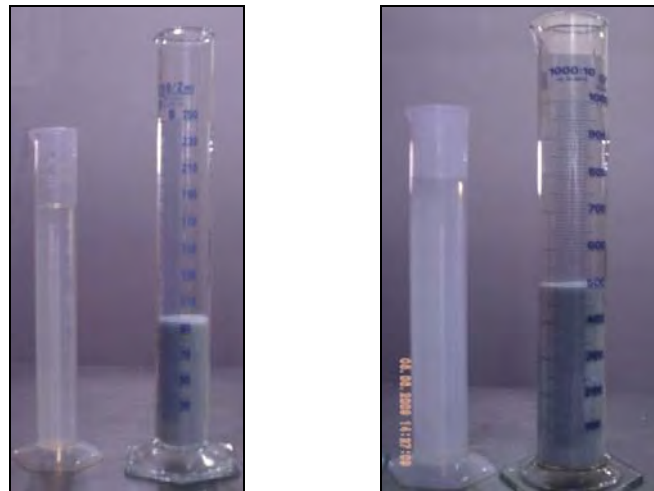


Figura 4.1. Muestras de suelo que serán saturadas con agua.

Para determinar el coeficiente de retención específica es necesario tomar una muestra saturada de microesferas de vidrio y dejarla reposar para que la acción de la gravedad elimine toda el agua posible, y luego medir la altura de agua que queda almacenada en la muestra producto de la tensión superficial.

La muestra de microesferas de vidrio saturada tiene una altura de 32 cm. luego de un par de días, el nivel de agua en esta muestra ha disminuido hasta los 12 cm, tal como se muestra en la *Figura 4.2*. Esto quiere decir que de la muestra saturada de agua un 37.5% se mantiene húmeda producto de la tensión superficial, mientras que el resto ha sido drenado por efecto de la gravedad.

La retención específica del agua en las microesferas de vidrio es de un 12%.

$$S_r = n * 37.5\% = 0.122$$

El almacenamiento específico se obtiene de la resta entre la porosidad efectiva y retención específica

$$S_y = n * (100\% - 37.5\%) = 0.204$$

Tal como se obtuvo de la literatura el coeficiente de almacenamiento específico es de un 20%.

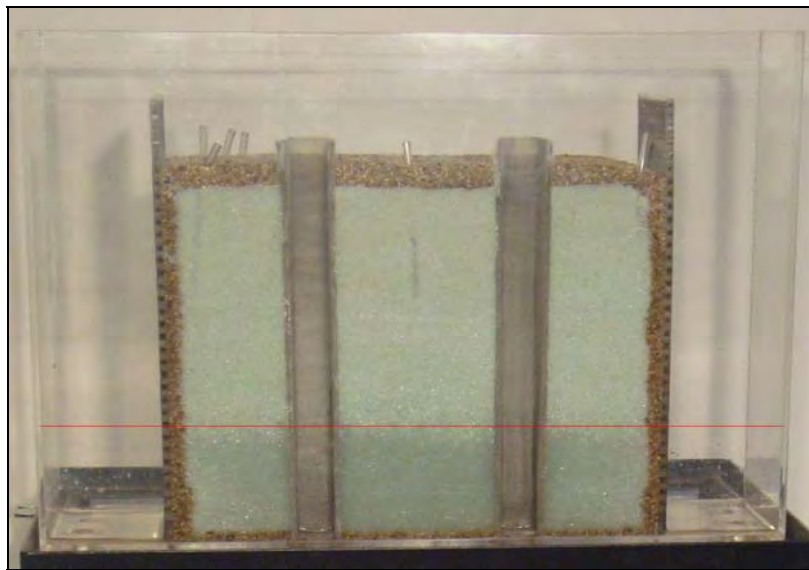


Figura 4.2. Agua retenida en el modelo producto de la tensión superficial.

Utilizando el peso específico de las microesferas de vidrio y una porosidad efectiva aproximada del 30% es posible determinar el peso total del modelo físico que se construirá y así diseñar una base que soporte al modelo, otorgándole movilidad y maniobrabilidad.

Tabla 4.3. Características del modelo físico.

Características					
Largo	60 [cm]	Volumen C.B.	9.6 [l]	Peso Agua	15.4 [kg]
Alto	45 [cm]	Volumen Acuífero	19.2 [l]	Peso Acuífero	48 [kg]
Ancho	15 [cm]	Volumen Agua	15.4 [l]	Peso Total	63.4 [kg]

4.2.2 El Sistema Hidráulico

Se ha diseñado un sistema hidráulico mediante el cual es posible operar el modelo físico de aguas subterráneas, recirculando el caudal para obtener un nivel constante en las condiciones de borde y permitiendo operar individualmente cada uno de los pozos.

Adicionalmente a las operaciones simuladas en el modelo numérico, es posible inducir un gradiente gracias a las diferencias en los niveles de las condiciones de borde y de este modo observar las diferentes líneas de flujo, sin la interferencia de los pozos, al inyectar un trazador en la parte posterior del modelo.

Este sistema hidráulico flexible considera la operación de seis válvulas que regulan las entradas y salidas del sistema acuífero. Se han dispuesto dos válvulas que regulan las salidas de cada uno de los pozos y otras dos en las entradas de cada una de las cámaras que alimentan al acuífero. Para la operación adicional y la limpieza del modelo se han dispuesto otras dos válvulas que regulan las salidas desde las cámaras que alimentan al acuífero, pudiendo así tener diferentes alturas en cada cámara y de este modo inducir un gradiente sin la necesidad de bombear desde los pozos.

Previo a la implementación de este sistema hidráulico se ha realizado un modelo conceptual, en el cuál se diagraman las entradas y salidas del sistema, junto con las diferentes conexiones y piezas a utilizar en cada caso. Gracias a este diagrama es posible estimar la cantidad de materiales que se utilizarán y realizar las consideraciones pertinentes para evitar imprevistos.

Las piezas escogidas para armar este sistema son capaces de operar considerando las solicitaciones hidráulicas impuestas por un caudal mayor que el caudal máximo obtenido de la modelación numérica y se presentan en la *Figura 4.3*.

En la base acrílica del modelo se han perforado seis agujeros con hilo donde se insertan las uniones con doble hilo rotuladas con el número (2), estas piezas permiten conectar las válvulas (3) con la base del modelo.

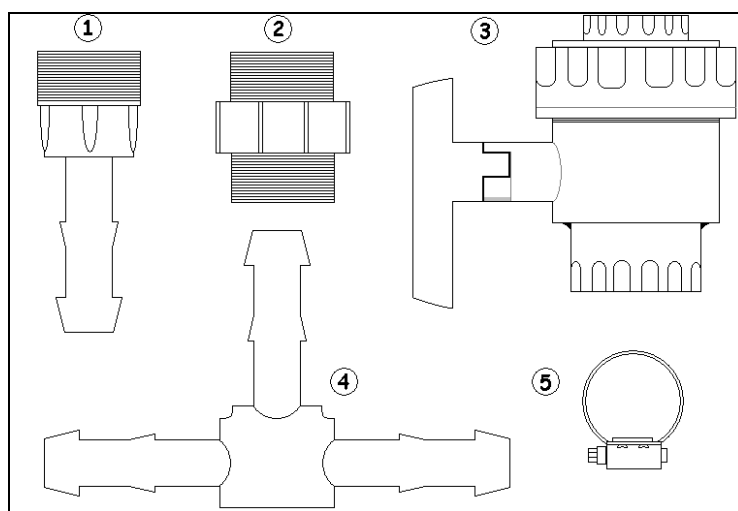


Figura 4.3. Válvula y conectores para el sistema hidráulico.

Las uniones rotuladas con el número (1), con hilo y conexión para manguera se unen al otro extremo de la válvula tal como se muestra en la *Figura 4.4*. La pieza número (5) es una abrazadera de bronce que se dispone sobre la manguera, impidiendo que la presión de agua produzca alguna filtración.

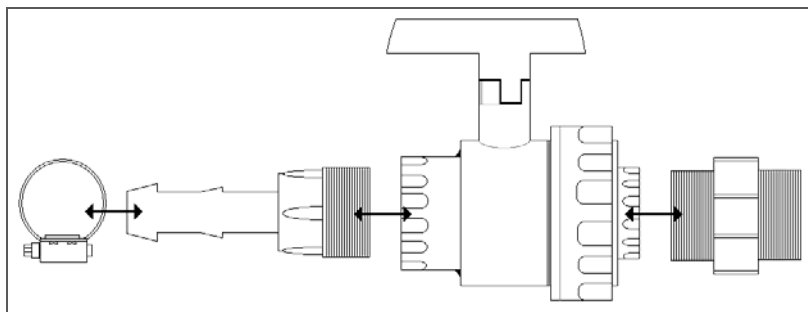


Figura 4.4. Diagrama de unión para la válvula.

En la *Figura 4.4* se presenta como se ensamblan las piezas del sistema hidráulico para formar la válvula completa mostrada en la *Figura 4.5*.

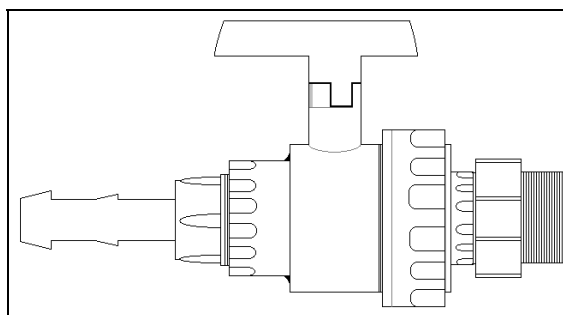


Figura 4.5. Válvula lista para operar.

Estas válvulas se encuentran listas para ser dispuestas en los agujeros previamente perforados en la base del acuífero y se conectan como se indica en la *Figura 4.6*.

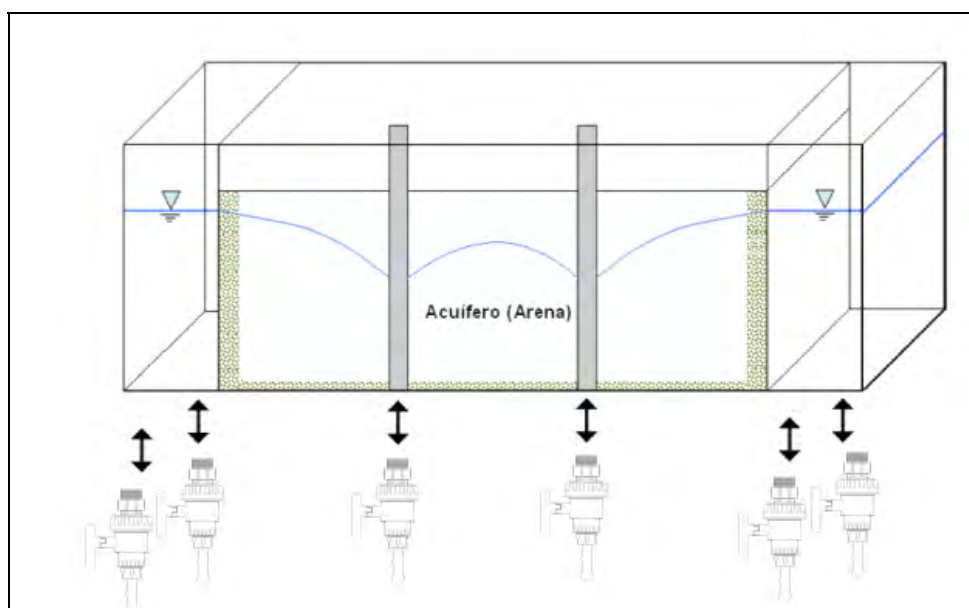


Figura 4.6. Diagrama para la conexión de las válvulas a la cámara del acuífero.

Finalmente utilizando la pieza tipo T rotulada (4), se unen las conexiones entrantes y salientes del modelo físico, para conectarlas a la bomba que extraerá el caudal de los pozos y lo devolverá hacia las condiciones de borde en los costados.

En la *Figura 4.7* se muestra el sistema de descarga del modelo, las dos válvulas centrales controlan la extracción desde los pozos, mientras que las válvulas de los extremos controlan el

caudal que puede ser extraído de las cámaras ubicadas al costado del modelo. Todas estas válvulas se conectan con piezas tipo T mediante unas mangueras representada mediante líneas punteadas, de esta manera todas las salidas del modelo confluyen en la entrada de la bomba.

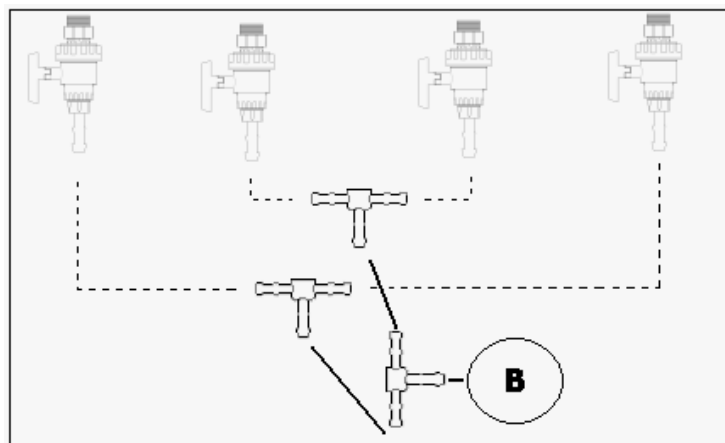


Figura 4.7. Diagrama del sistema de salida al acuífero conectado a la bomba.

La salida de la bomba se encuentra conectada a una pieza T, la que distribuye el caudal hacia las válvulas de entrada al modelo físico, ubicadas en las cámaras que se encuentran a cada costado del modelo.

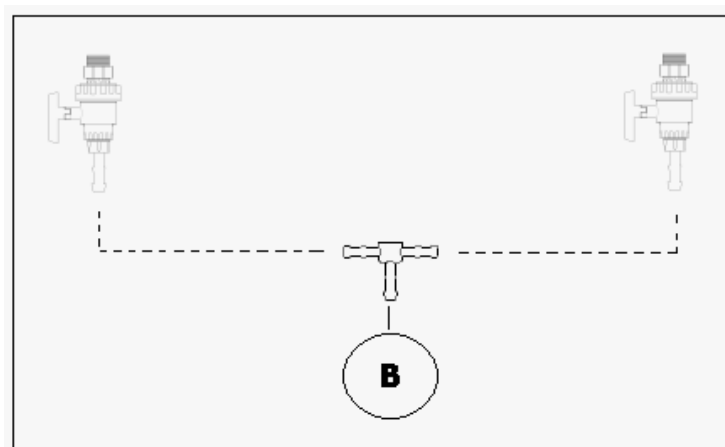


Figura 4.8. Diagrama del sistema de entrada al acuífero conectado a la bomba.

Al abrir o cerrar estas válvulas se obtienen las diferentes condiciones de flujo.

Para circular el caudal necesario para la operación del modelo físico se ha adquirido una bomba italiana marca PEGGIO, la que tiene una potencia de 1 Hp y opera con caudales de hasta 125 l/s.

Para utilizar y proteger la bomba de eventuales alzas en la intensidad de corriente, se ha dispuesto de un interruptor especial, que regula la corriente entrante, entregando siempre los 5.5 A que necesita la bomba para operar, además es hermético, lo que impide la entrada de agua a su interior, incluso si se derrama sobre él.



Figura 4.9. Bomba utilizada en el modelo físico.

El caudal entregado por la bomba será controlado por una válvula de compuerta que se ha conectado a la salida de la bomba.

Para determinar el caudal saliente por los pozos se ha dispuesto de un rotámetro, el cual puede controlar un caudal de extracción de hasta 7 l/min (0.116 l/s).

4.2.3 Implementación del Modelo Físico

Todo el sistema antes descrito, junto a la bomba y al modelo físico será montado en una estructura metálica con ruedas, especialmente diseñada para otorgar movilidad al sistema. Esta estructura será construida con perfiles angulares de acero de 5 mm. de espesor. Las ruedas utilizadas para el montaje son ruedas de polipropileno negro, fabricadas en Italia y resisten en conjunto hasta 100 kgf. de peso.

Producto del trabajo realizado hasta ahora, se encuentran disponibles todas las herramientas que constituirán definitivamente el modelo físico de aguas subterráneas. Las planchas acrílicas han sido pegadas, el sistema hidráulico ensamblado y el material que compone al acuífero ha sido dispuesto, resultando el modelo físico presentado en la *Figura 4.10*.



Figura 4.10. Modelo físico de acuífero.

La *Figura 4.11* muestra como ha sido implementado el sistema de válvulas y mangueras que junto con la operación de la bomba dan origen al sistema hidráulico, que es el motor de este modelo acuífero.

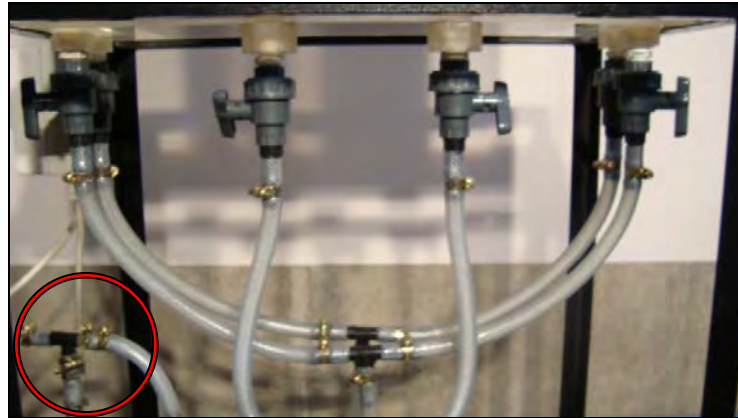


Figura 4.11. Sistema hidráulico implementado.

Producto de la operación del modelo físico de acuífero la calidad del agua circulante es cada vez peor, este hecho ha llevado a diseñar un sistema de evacuación de caudal el que consiste en un bypass ubicado justo sobre la bomba. Este bypass permite mediante una válvula evacuar el agua que circula en el sistema sin la necesidad utilizar la bomba, ya que el agua fluye gracias a la acción de la fuerza de gravedad.

Para encender la bomba sólo es necesario presionar el interruptor que ha sido dispuesto a un costado del modelo en la estructura metálica, tal como se muestra en la *Figura 4.12*. El caudal puede ser regulado por una válvula de compuerta ubicada sobre la bomba y un rotámetro que determina el caudal saliente de los pozos.



Figura 4.12. Interruptor protector de alzas de voltaje para la bomba.

En la *Figura 4.12* también es posible apreciar las dos válvulas que regulan la entrada y salida de caudal, en la cámara izquierda. En este caso la válvula más cercana al interruptor, la válvula de salida se encuentra cerrada mientras que la válvula de entrada se encuentra totalmente abierta. Esta configuración es utilizada para que el caudal sea extraído desde alguno de los pozos y vuelva al acuífero desde las condiciones de borde.

En esta puesta a punto se han eliminado todas las filtraciones existentes, dejando el modelo listo para trabajar.



Figura 4.13. Modelo físico de aguas subterráneas terminado.

5. OPERACIÓN DE LOS MODELOS FÍSICOS DE AGUAS SUBTERRÁNEAS

5.1 Modelo EnVISION 3000

5.1.1 Aspectos Generales

El modelo EnVISION 3000 puede ser utilizado por si sólo o en conjunto con la unidad Rainmaker. Para la operación conjunta se requiere que la bomba de la unidad Rainmaker sea dispuesta en el compartimento trasero del enVISION 3000, de esta forma la bomba simula la evaporación y el agua puede ser reintegrada como lluvia desde la unidad Rainmaker, removiendo el tapón indicado con el número 2. Si se desea que la unidad Rainmaker entregue el caudal de lluvia en un punto fijo dentro de la zona de infiltración, basta con remover el tapón indicado con el número 1 y restituir el tapón número 2. Es importante notar que si se remueve alguno de los tapones sin reubicar la bomba del Rainmaker, esta drenará el agua del Rainmaker secándolo. Ambos modelos poseen una marca que indica el nivel que debe alcanzar el agua para un óptimo funcionamiento.

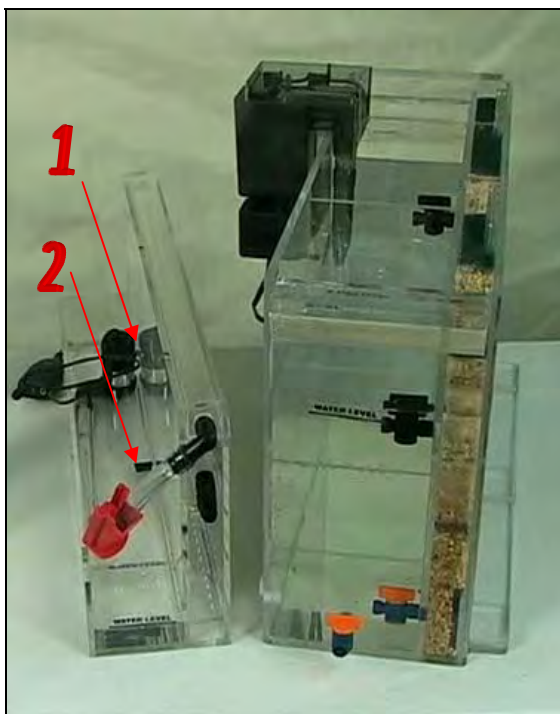


Figura 5.1. Modelo EnVISION 3000 junto a la unidad Rainmaker.

El caudal de infiltración, y por tanto la velocidad del agua subterránea, puede ser fácilmente controlado mediante la ubicación de una pequeña cámara de recarga ligada a la bomba, o a través de un controlador de caudal ubicado en la bomba sumergible. Es recomendable configurar la bomba para que opere a máxima capacidad y controlar el caudal con la posición de la cámara de recarga.



Figura 5.2. Cámara controladora de recarga.

Durante la operación del modelo, sobre todo cuando trabaja en conjunto con el Rainmaker, el lago puede desbordarse produciendo un escurrimiento superficial, esto puede evitarse abriendo una válvula ubicada justo detrás del lago. Además del lago, un manantial conectado con éste y la fosa séptica se ven afectados por la posición en la que se encuentre esta válvula.

5.1.2 Operaciones Básicas con el Modelo enVISION 3000

Utilizando algún tinte se pueden marcar los niveles de agua en los pozos 1, 2 y 3 y contrastarlos con el nivel que tiene el río al otro extremo del modelo, de esta forma se muestra el gradiente del nivel freático en la *Figura 5.3*. Al encender la bomba, el nivel freático se elevará en la zona de infiltración, modificando el nivel de agua en cada uno de los pozos. En este momento es posible discutir sobre algunos aspectos simples, como por ejemplo:

- Tal como ocurre en la realidad, la ubicación del nivel freático está determinada por las variaciones en la recarga. Un aumento en la recarga produce un aumento del nivel freático.
- Estas variaciones del nivel freático, hacen que algunos pozos se vean afectados, ya que al encontrarse sobre éste quedan colgados.
- Las variaciones del nivel freático producto de las variaciones en la recarga generan diferentes tipos de flujo dentro del acuífero, aumentando o disminuyendo las velocidades de transporte del agua subterránea.

Al inyectar tinta al fondo del pozo N° 1, es fácil notar lo rápido que es el flujo en la zona de roca fracturada, haciéndose evidentes las líneas de flujo preferenciales y como se ve afectada la calidad del agua en los pozos más distantes, pozos N° 7 y N° 9, sin modificar la calidad de los acuíferos superiores. Este flujo en la realidad es más lento y depende del tamaño de las fisuras, pero existen zonas en las cuales se han formado redes de túneles subterráneos, que son gigantescas cavernas esculpidas por el paso del agua y se extienden por varios kilómetros, estas formaciones se encuentran frecuentemente en piedra caliza.

Al repetir el proceso en los pozos N° 2 y N° 3, como se muestra en la *Figura 5.4*, es posible comparar la velocidad del flujo en los diferentes acuíferos. Notando que a mayor porosidad del medio, mayor es la velocidad con la que viaja el agua subterránea. En este caso, dónde la recarga es muy baja, el contaminante introducido en el pozo número 3, desciende al acuífero confinado transportándose a través de él. Para una recarga mayor, como se muestra en la *Figura 5.5*, el contaminante se transportará a través del acuífero libre.

La existencia de un acuitardo entre las capas de arena media y grava fina permite mostrar cuan distinta puede ser la calidad del agua en cada acuífero, ya que esta capa actúa como una barrera que impide la migración de partículas, tal como se puede observar en la *Figura 5.6*, dónde tanto el acuífero libre como el acuífero de roca fracturada se encuentran contaminados, pero el acuífero confinado permanece puro gracias al acuitardo y al acuífugo.

El pozo N° 9 se encuentra a una cota mucho menor que el pozo N°1, lo que permite que este funcione como un pozo artesiano, el cual derrama su afluente al río ubicado a su izquierda, contaminando sus aguas con los desechos provenientes del pozo N° 1.

5.1.3 Operaciones Adicionales con el Modelo enVISION 3000.

En este caso se discutirá un poco más acerca de la contaminación en los acuíferos. En cualquier demostración que se desee discutir acerca del transporte de contaminantes, resulta conveniente utilizar un trazador de color rojo, ya que es muy vistoso y para el común de la gente este color es fácilmente asociado con la contaminación o alguna clase de peligro.

Al agregar tinta en el pozo número 1, se ilustra el viaje que realiza el trazador en el acuífero de roca fracturada, dónde se pueden observar fácilmente los lugares que con su paso va contaminando, en este caso los pozos que penetran la roca fracturada, pozos N°7 y N°9, y el río se ven afectados. Como se muestra en las imágenes 3 y 4 de la *Figura 5.3*.

Luego al agregar tinte al pozo N°3, se debe señalar que el agua del acuífero confinado se mantiene limpia gracias al acuitardo y viceversa, si se inyecta tinte en el pozo N°2 el acuífero confinado se tiñe sin afectar la calidad del agua del acuífero libre.

En caso de introducir algún contaminante en uno de los “tanques de almacenamiento subterráneos”, es posible ver como a través de una pequeña filtración, estos tanques estropean la calidad del acuífero libre. Si se considera que en este modelo se analiza un caso real, se observaría como esta contaminación perjudica a todo aquel que utilice estas aguas, no sólo a los seres humanos que obtienen agua mediante la extracción desde los pozos de bombeo, sino que también a la biota del medio ambiente cercano, como por ejemplo las diferentes especies que habitan la laguna conectada con el acuífero, este hecho queda muy claro al observar la *Figura 5.6* en la que se aprecia como la laguna se contamina paulatinamente. En el caso del tanque de almacenamiento subterráneo (UST, de su sigla en inglés Underground Storage Tank) el contaminante prefiere descender y transportarse a través de la arena media, que es mucho más porosa, esto no ocurre si el contaminante se introduce en la fosa séptica (Septic tank), ya que un lente de arcilla ubicado exactamente bajo la fosa, impide que el contaminante descienda. En caso que no se produzca infiltración de alguno de los tanques subterráneos,

podiera ser por la existencia de burbujas de aire, las que se eliminan inyectando agua a presión con una jeringa o pipeta.

Uno de los contaminantes más persistentes en el agua subterránea son los NAPL's (Non Aqueous Phase Liquids) o contaminantes que tienen una densidad distinta al agua, estos contaminantes no se mezclan con el agua permaneciendo en distintas fases. Algunos NAPL's pueden ser menos densos que el agua y se denominan "LNAPL's" como el alcohol y algunos aceites. O pueden ser más densos que el agua, como muchos solventes clorados entre los que destaca el Tricloroetileno y se denominan "DNAPL's". Muchos elementos utilizados hoy en día caen en esta clasificación como los solventes, aceites, alcoholes e incluso el petróleo y las gasolinas. Para mostrar el efecto de estos contaminantes dentro del enVISION 3000 se pueden utilizar dos tintes diferentes, los que deben ser mezclados con alcohol para simular un LNAPL y con agua salada para simular un DNAPL, tal como se observa en la *Figura 5.7*. Una vez mezclados se deben batir para asegurar la homogeneidad de la muestra, luego deben ser inyectados en el pozo N°2, ya que este los llevará directo al acuífero confinado, el tinte mezclado con alcohol al ser más liviano que el agua se pegará al acuitardo, en cambio el tinte mezclado con agua salada se irá al fondo del acuífero sobre la roca sana, y se moverán hacia la izquierda del modelo, a una velocidad que depende de cuan alta sea la recarga escogida. (Passero R, 2003).

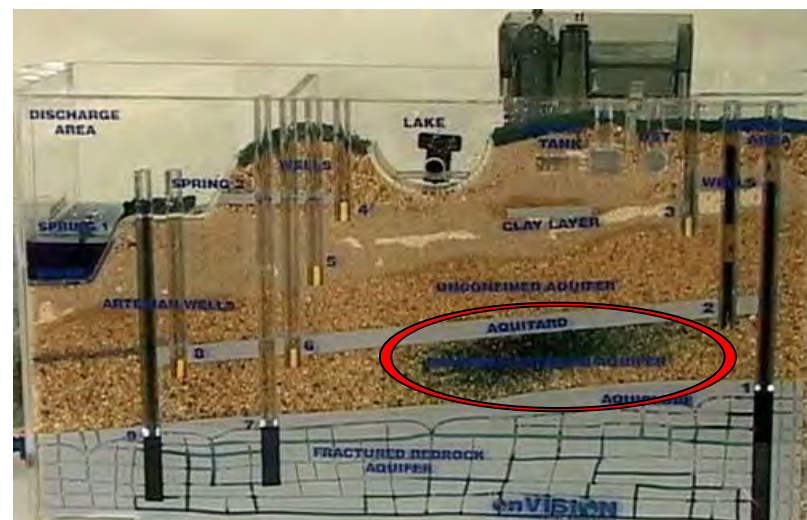
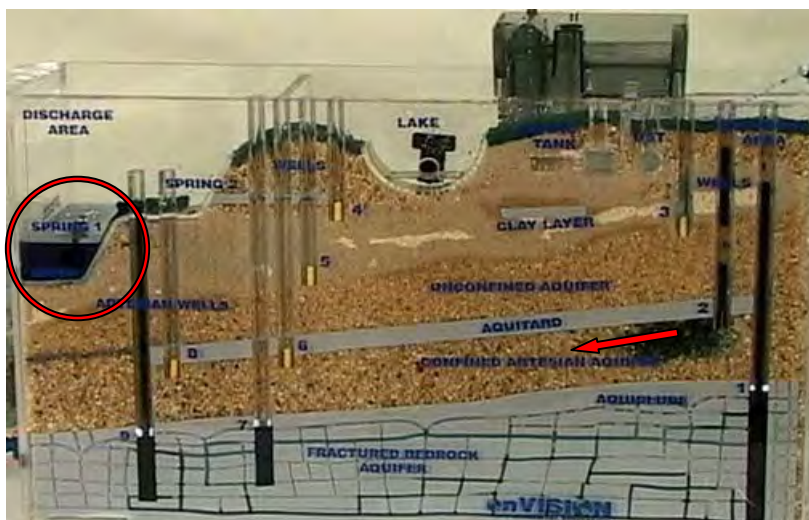
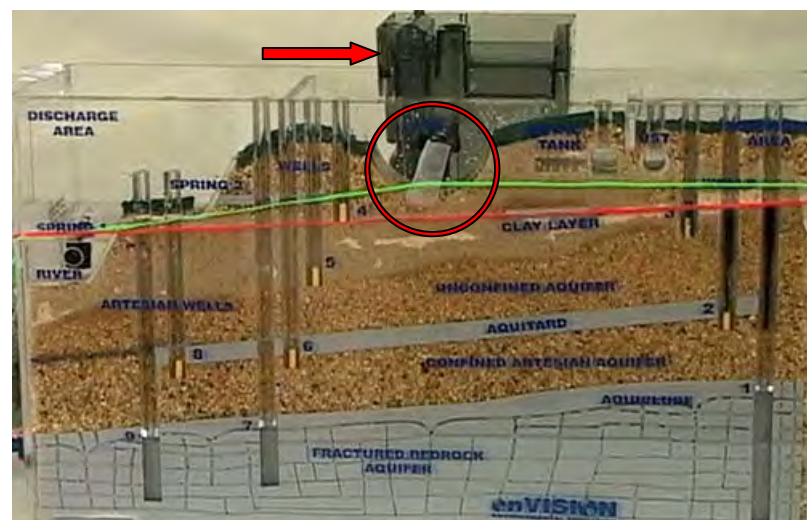
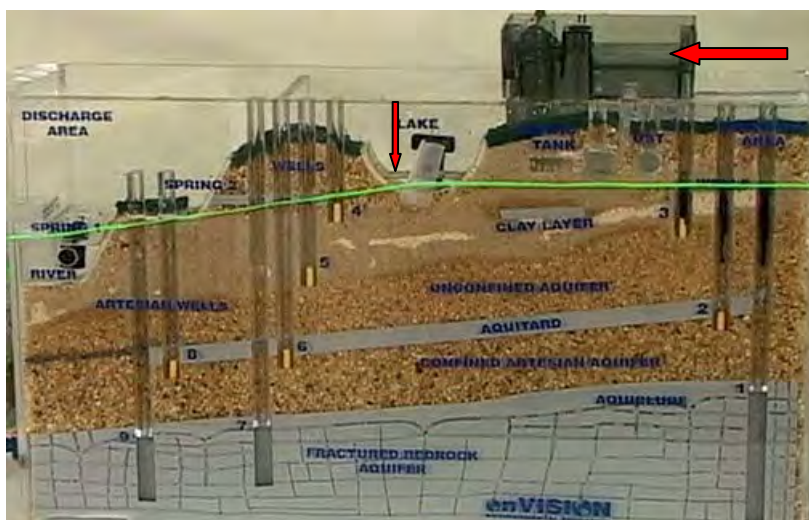


Figura 5.3. Variación del nivel freático por cambio en la recarga y transporte de contaminantes en el acuífero confinado.

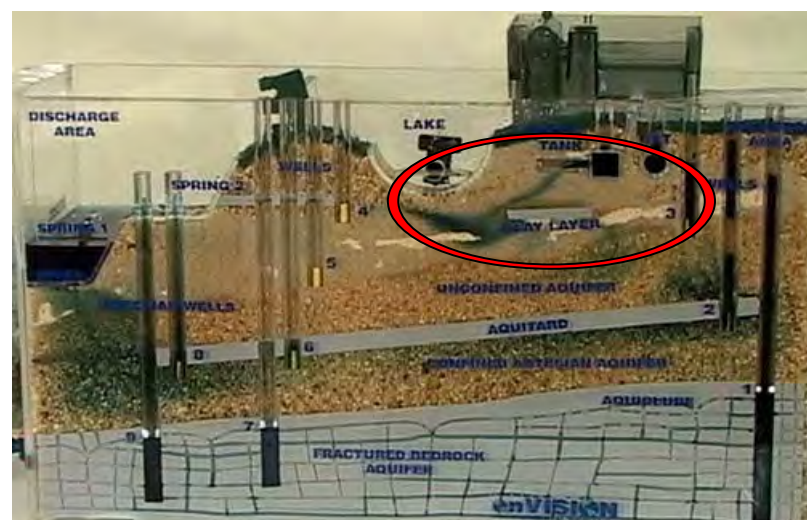
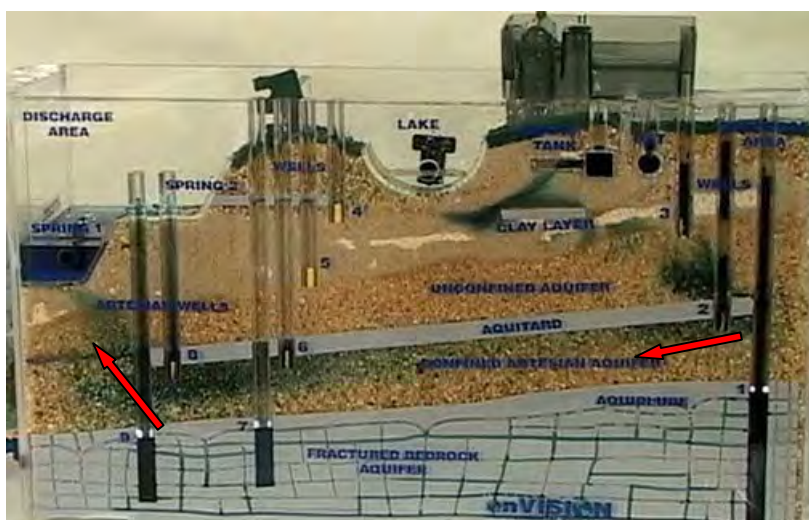
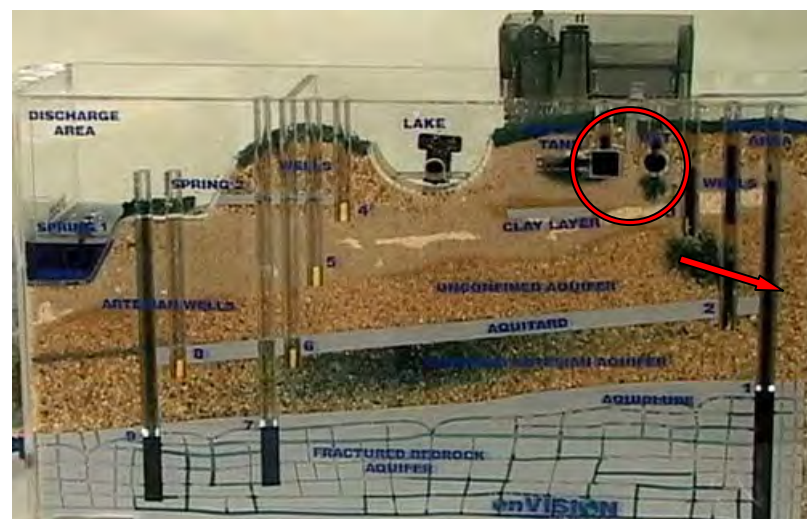
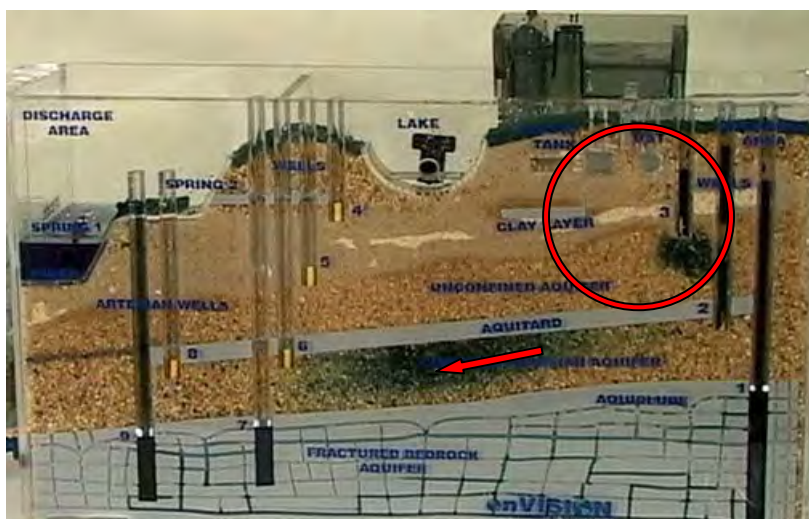


Figura 5.4. Transporte de contaminantes en el acuífero confinado e infiltración de contaminantes desde los estanques.

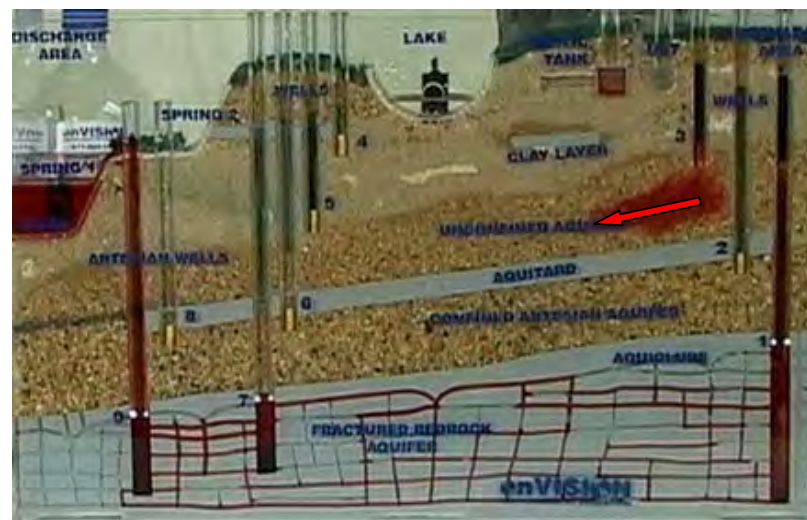
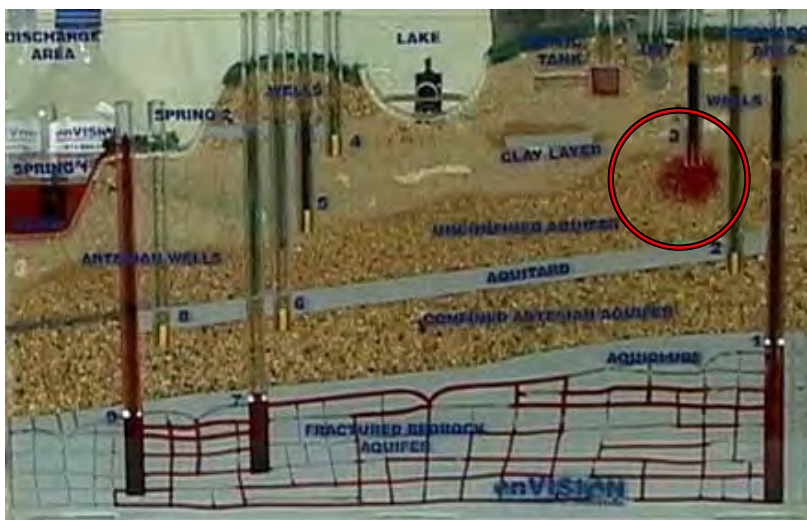
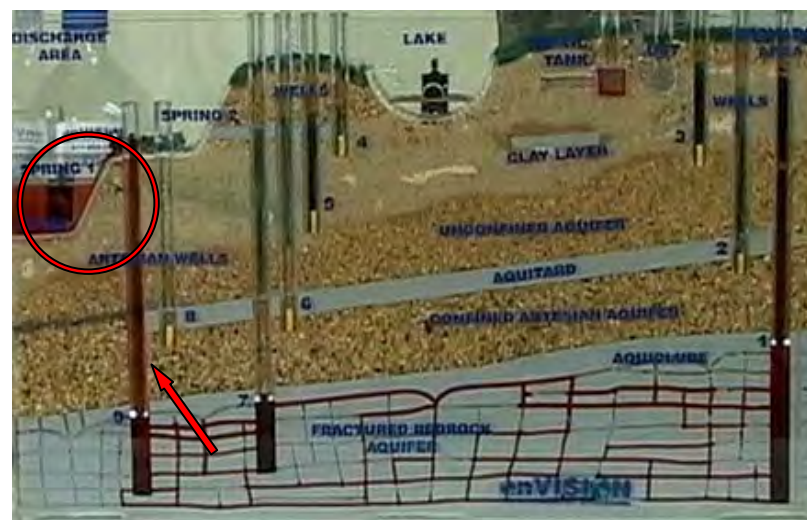
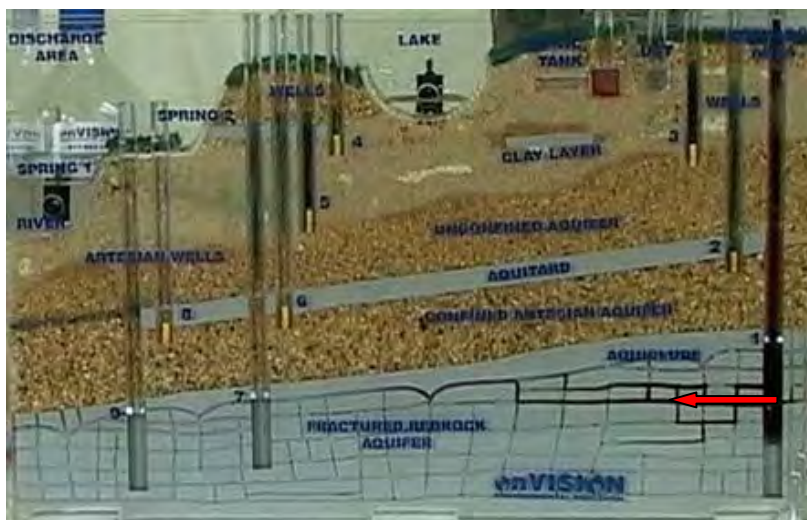


Figura 5.5. Transporte de contaminantes en el acuífero libre y la roca fracturada del EnVISION 3000.

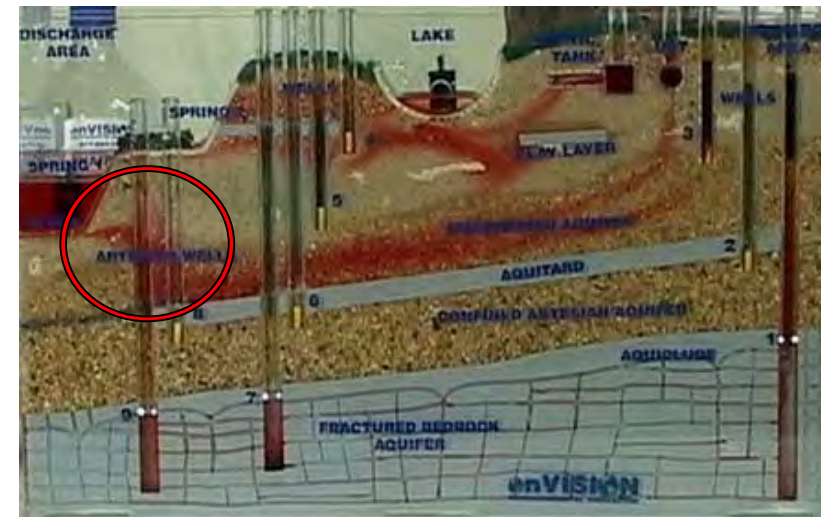
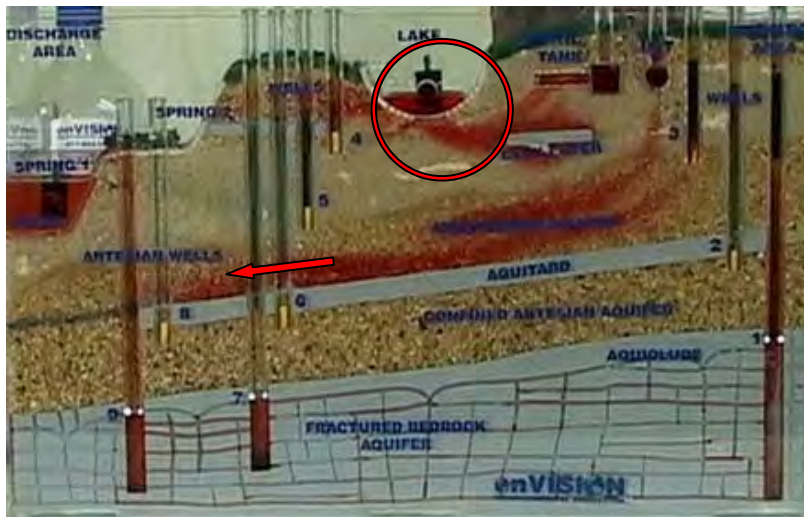
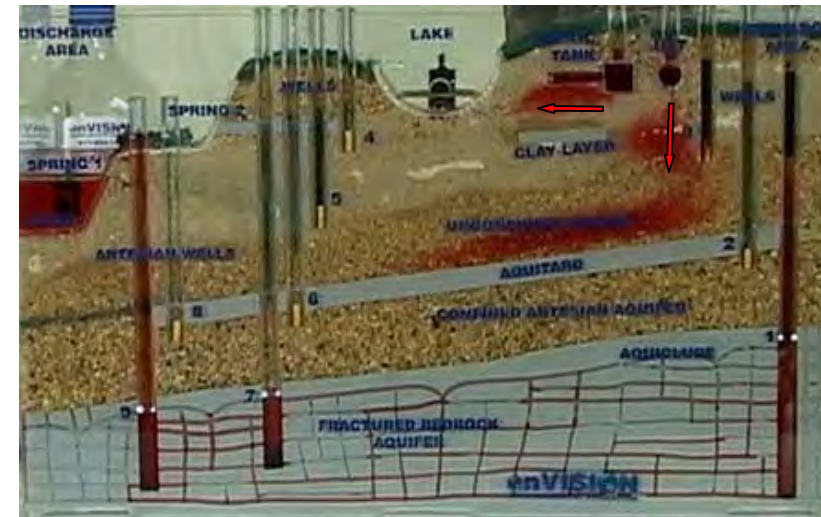
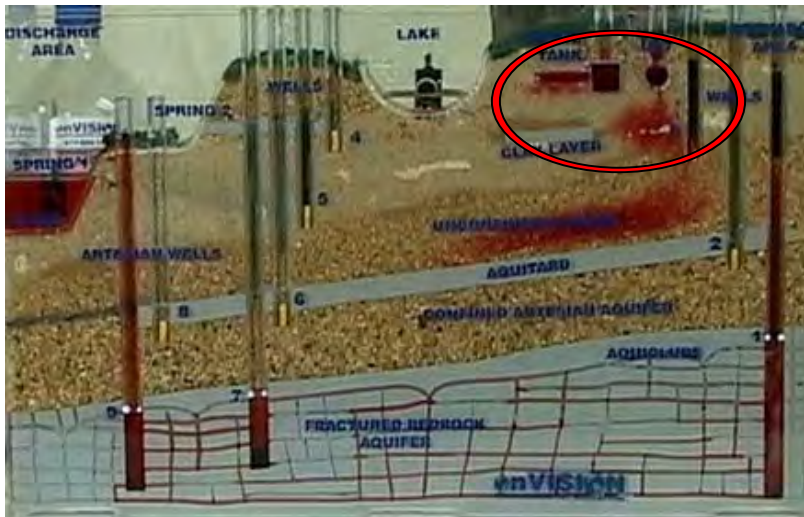


Figura 5.6. Transporte de contaminantes en el acuífero libre y la roca fracturada del EnVISION 3000.

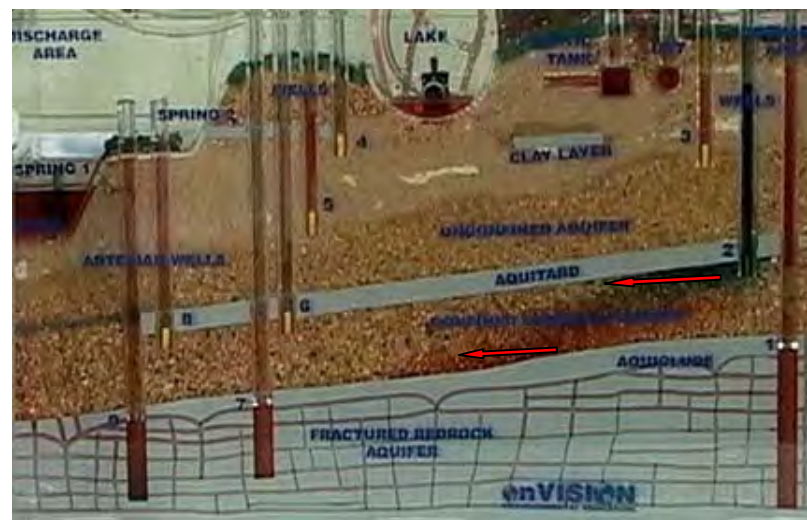
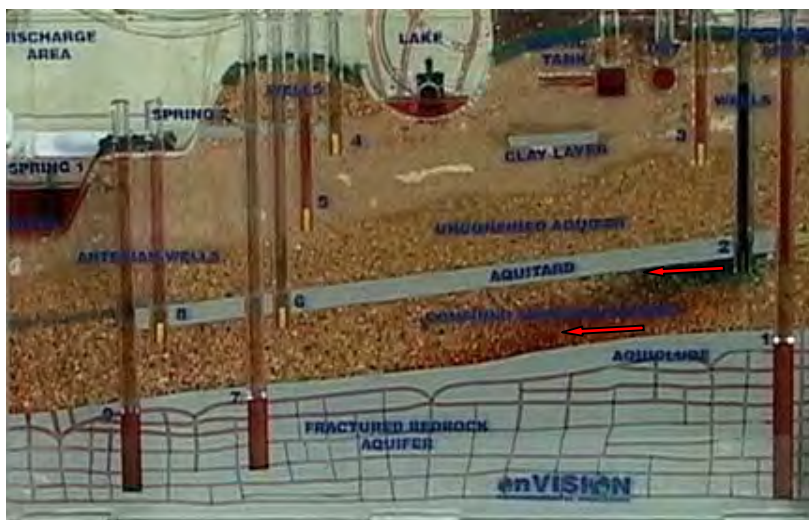
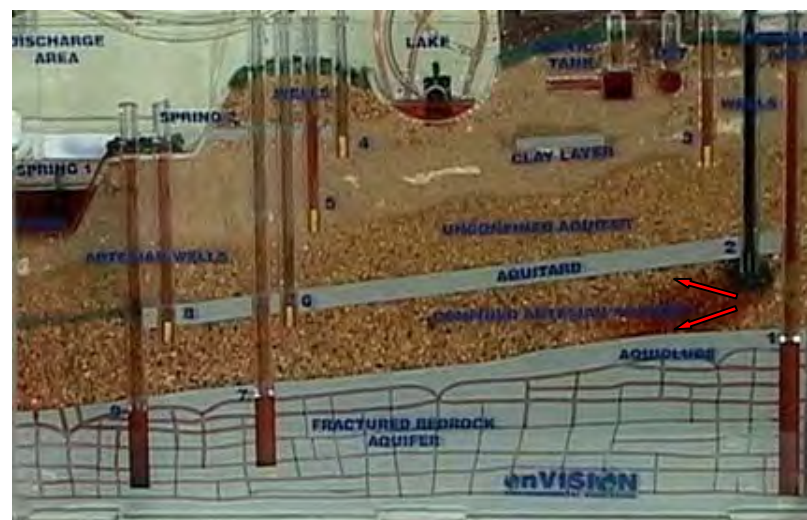
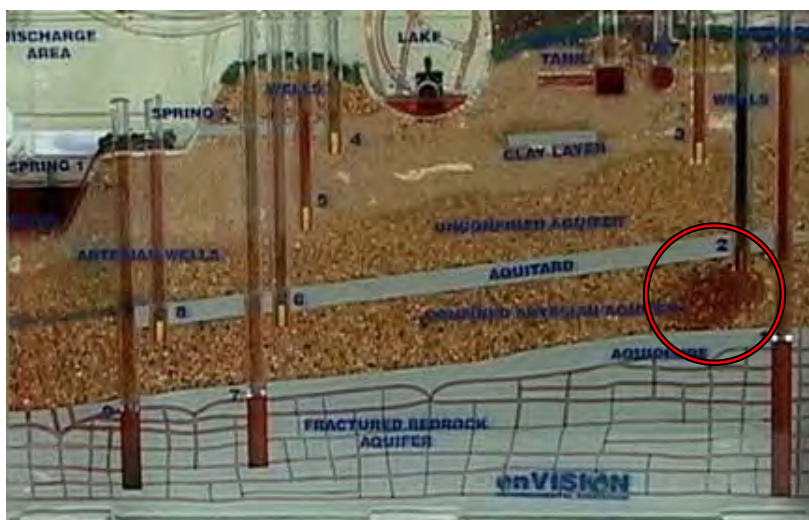


Figura 5.7. Transporte de NAPL's en el acuífero confinado del EnVISION 3000.

5.2 Modelo Desarrollado en la Universidad de Chile

5.2.1 Aspectos Generales

Con la bomba apagada se deben abrir todas las válvulas, de este modo se eliminarán las burbujas de aire del sistema. Si el sistema no ha sido operado en los últimos días, es recomendable abrir la válvula de vaciado para eliminar el óxido que pueda existir en la bomba y llenar nuevamente el modelo. El llenado del modelo debe realizarse en las condiciones de borde, nunca sobre el material para evitar que la turbulencia producida por el ingreso de agua mezcle las partículas de arena con las microesferas de vidrio.

Resulta ideal iniciar una demostración con ambos pozos operando, mostrando el efecto que tiene el bombeo en el sistema acuífero, para luego observar los mecanismos de transporte de contaminantes, gracias a la inyección de algunos trazadores. La inyección de estos trazadores permite también observar mejor las líneas de flujo y la acción que tienen los pozos en los diferentes lugares del acuífero. En la literatura revisada se ha mencionado que los siguientes compuestos químicos funcionan muy bien como trazador (Murray C, 2008; Echevarría M, 2005):

- Cloruros teñidos.
- Permanganato de Potasio, $KMnO_4$.
- Antraquinona (orgánico, Oil blue 2B, reactivo en polvo solubles en gasolina).
- Rodamina B (orgánico, Oil pink Fb, reactivo en polvo solubles en gasolina).
- Rhodamina WT.

5.2.2 Operaciones Básicas con el Modelo Desarrollado

Al iniciar el bombeo es posible observar que los descensos existentes en ambos pozos son idénticos, esto se debe a que en cada pozo se extrae el mismo caudal. El nivel dinámico observado en ambos pozos depende del caudal circulante, el que se regula a través de la válvula ubicada en el rotámetro.

En la *Figura 5.8* es posible observar que se han inyectado tres trazadores de diferente color. En la zona central del acuífero se ha inyectado un trazador de color rojo, mientras que entre los pozos y las condiciones de borde se han dispuestos trazadores de color verde y azul.

Los trazadores verde y azul son rápidamente succionados por los pozos, mientras que el trazador de color rojo desciende lentamente, ya que se encuentra en la zona no saturada, donde el flujo es mucho más lento y tiene una orientación prácticamente vertical, descendiendo sólo por el efecto de la gravedad, tal como se aprecia en las *Figuras 5.8* y *5.9*. Esta zona se estimaba como una zona de muy bajas velocidades en la modelación numérica, lo cual se ha corroborado en el modelo físico.

El principal mecanismo de transporte para los trazadores azul y verde es el advectivo, donde la velocidad con que se mueve la pluma de contaminantes prácticamente idéntica a la velocidad del flujo. En la zona central del modelo, donde se ha inyectado el trazador de color rojo predomina el transporte difusivo, ya que las bajas velocidades de esta zona permiten observar el efecto del gradiente de concentración típico del transporte difusivo (*Figura 5.10*).

La *Figura 5.11* muestra que al detener el bombeo en el pozo de la derecha, se modifica la dinámica del acuífero, elevando el nivel de este pozo y produciendo que las aguas que se encontraban estancadas debido al efecto de la tensión superficial en la zona céntrica del modelo, se dirijan hacia el pozo de la izquierda, lo que claramente se ve al observar como el trazador anteriormente inyectado en la zona central se dirige rápidamente hacia el pozo activo, mostrando nuevamente un comportamiento advectivo.

La utilización del permanganato de potasio permite teñir toda el agua que se encuentra en el acuífero, mostrando claramente las zonas saturadas y no saturadas.

En la *Figura 5.12* es posible observar el efecto de la difusión del permanganato de potasio en el acuífero, este penetra primero por el fondo del acuífero, donde se presentan las mayores velocidades.

Paulatinamente se tiñe de color púrpura el sector ubicado entre las condiciones de borde y los pozos, subiendo en el acuífero sobre el nivel de las condiciones debido al efecto de la tensión superficial. Mostrando como viajan las aguas desde las condiciones hacia los pozos.

Al detener el bombeo del pozo izquierdo, como se muestra en la *Figura 5.13*, se puede ver claramente el gradiente del nivel freático presente en la zona central, el cual se presenta casi como una línea recta entre el nivel en ambos pozos. En la realidad este perfil no es lineal sino logarítmico, pero debido a las pequeñas dimensiones de este modelo y al efecto de la tensión superficial, no es posible observar este tipo de perfil.

La unidad Rainmaker permite ingresar un caudal en forma de lluvia desde la superficie del modelo, lo que modifica la configuración del sistema, eliminando el efecto de la tensión superficial y haciendo descender el trazador en el acuífero, mostrando como funcionan en realidad los acuíferos a grandes escalas.

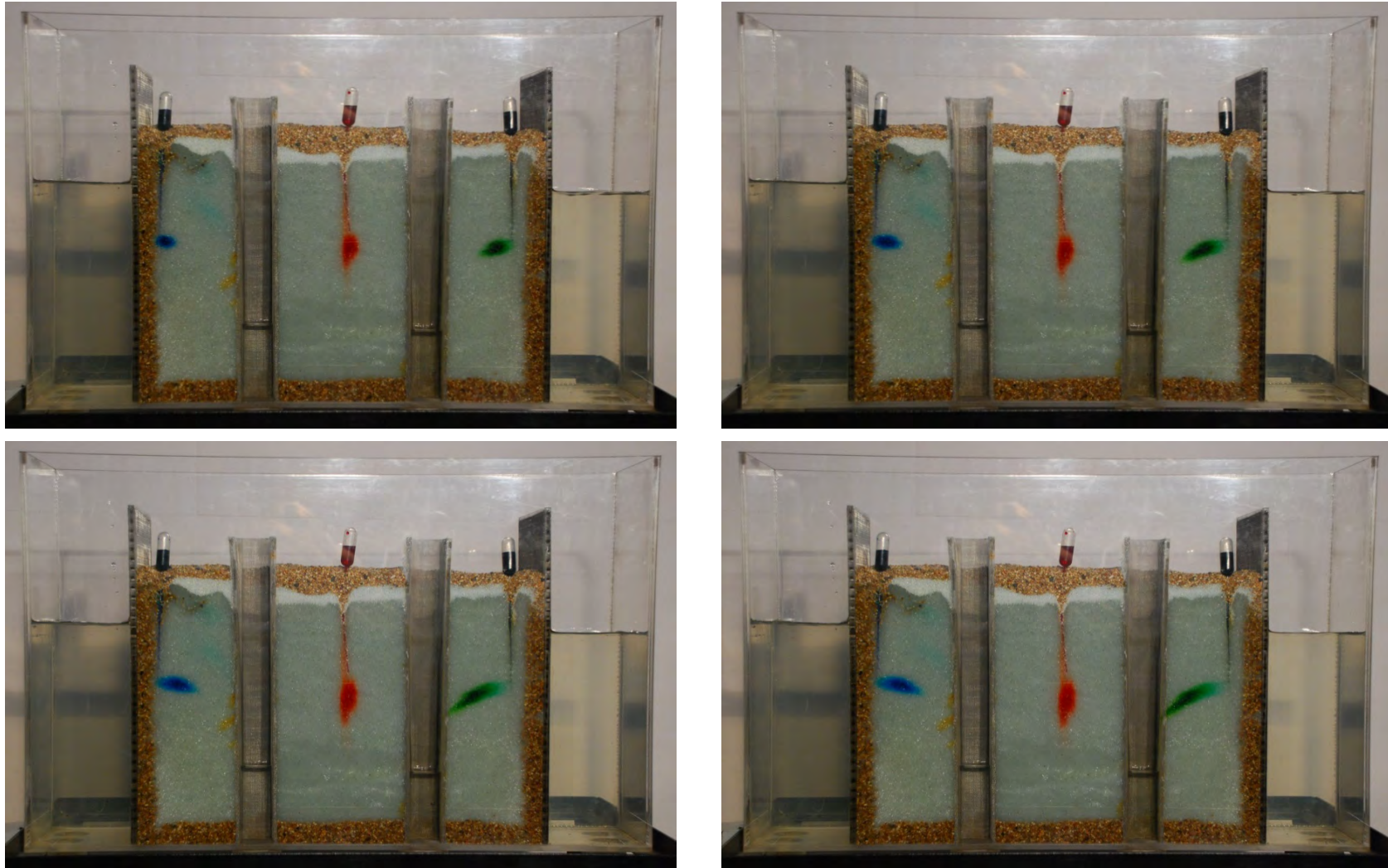


Figura 5.8. Transporte advectivo en el modelo físico de acuífero, producto de la operación de ambos pozos.

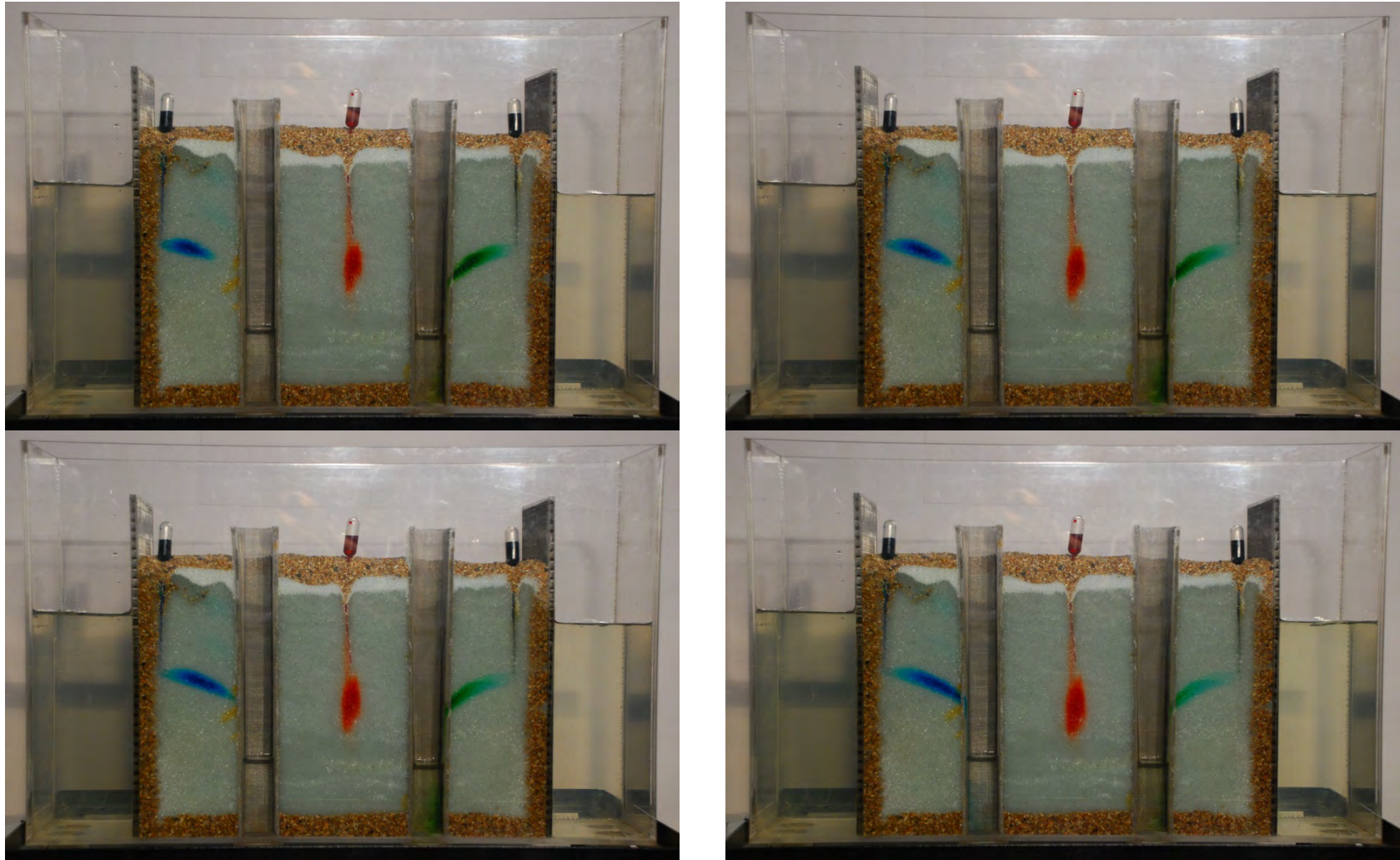


Figura 5.9. Transporte advectivo en el modelo físico de acuífero, producto de la operación de ambos pozos.

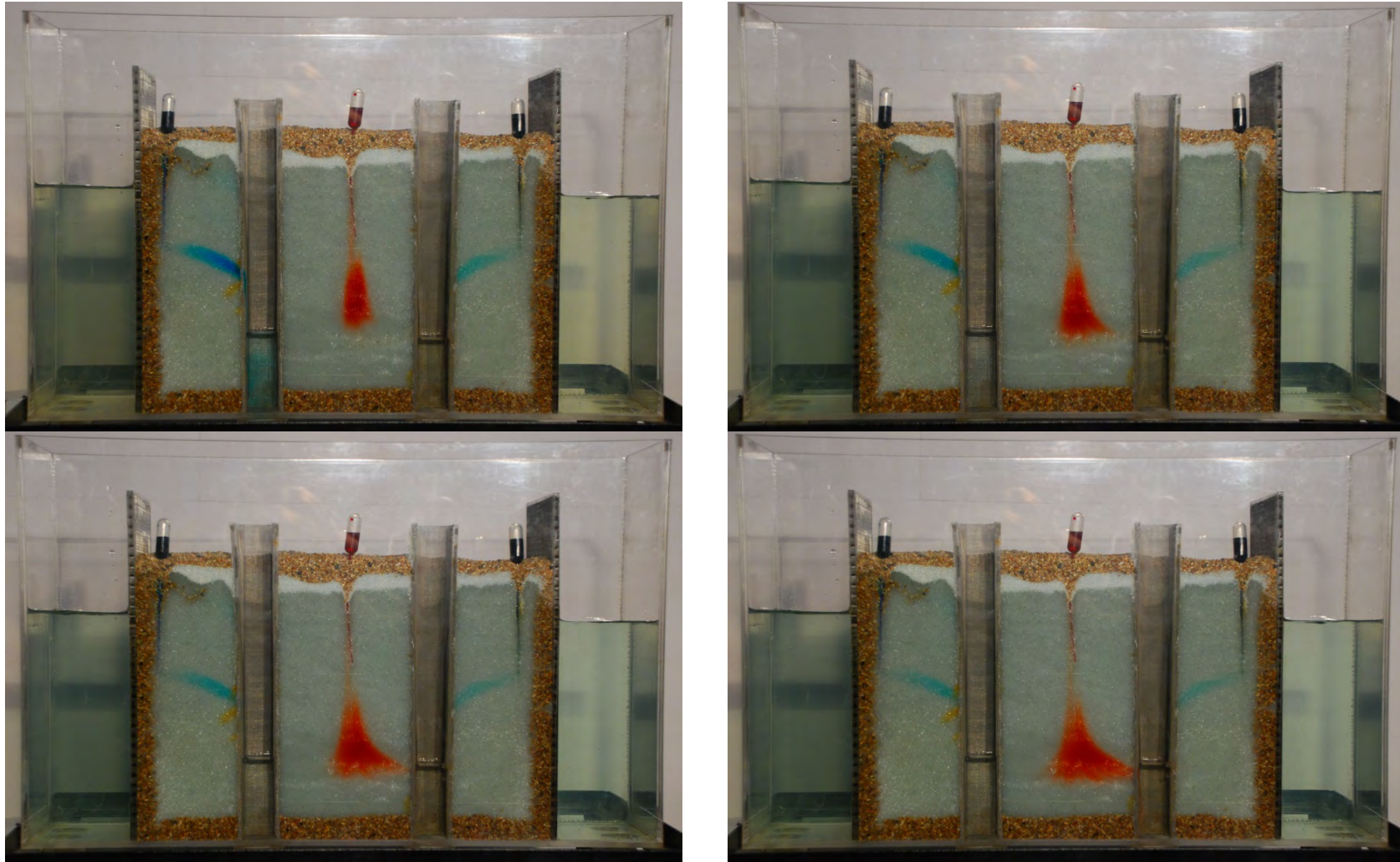


Figura 5.10. Transporte difusivo en el modelo físico de acuífero, producto de la operación de ambos pozos.

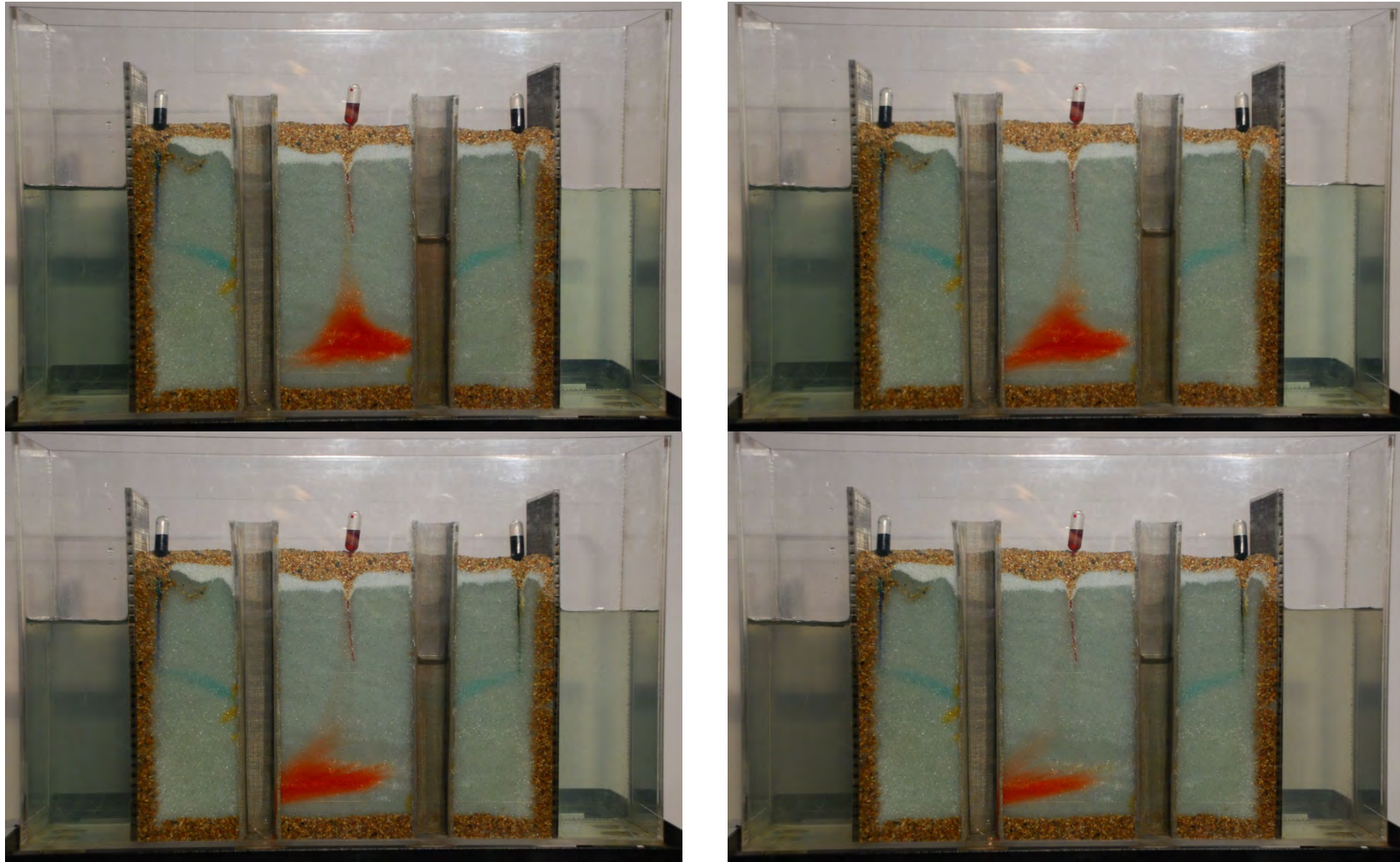


Figura 5.11. Transporte difusivo en el modelo físico de acuífero, producto de la operación de un pozo.

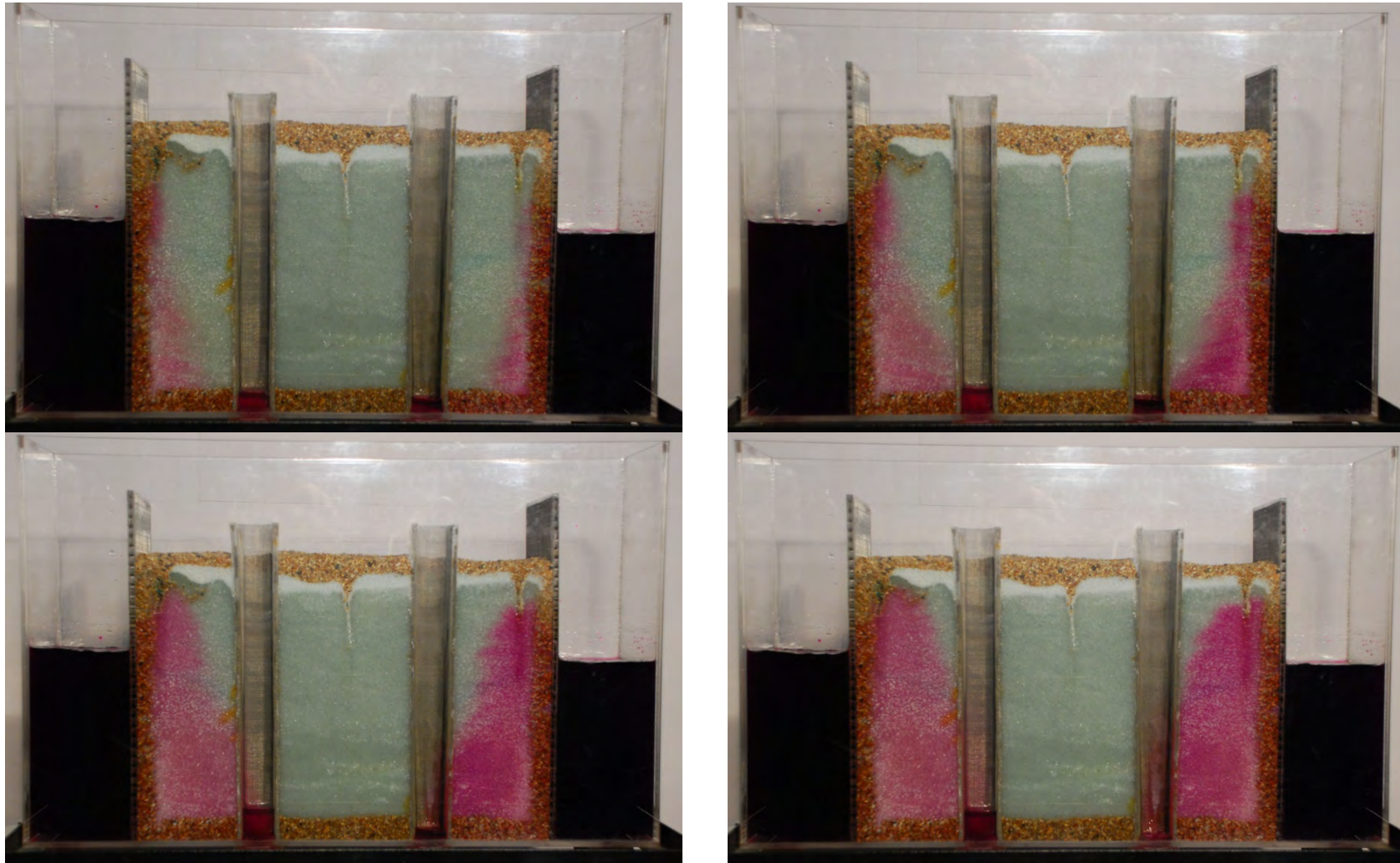


Figura 5.12. Difusión del permanganato de potasio en el modelo físico de acuífero, producto de la operación en ambos pozos.

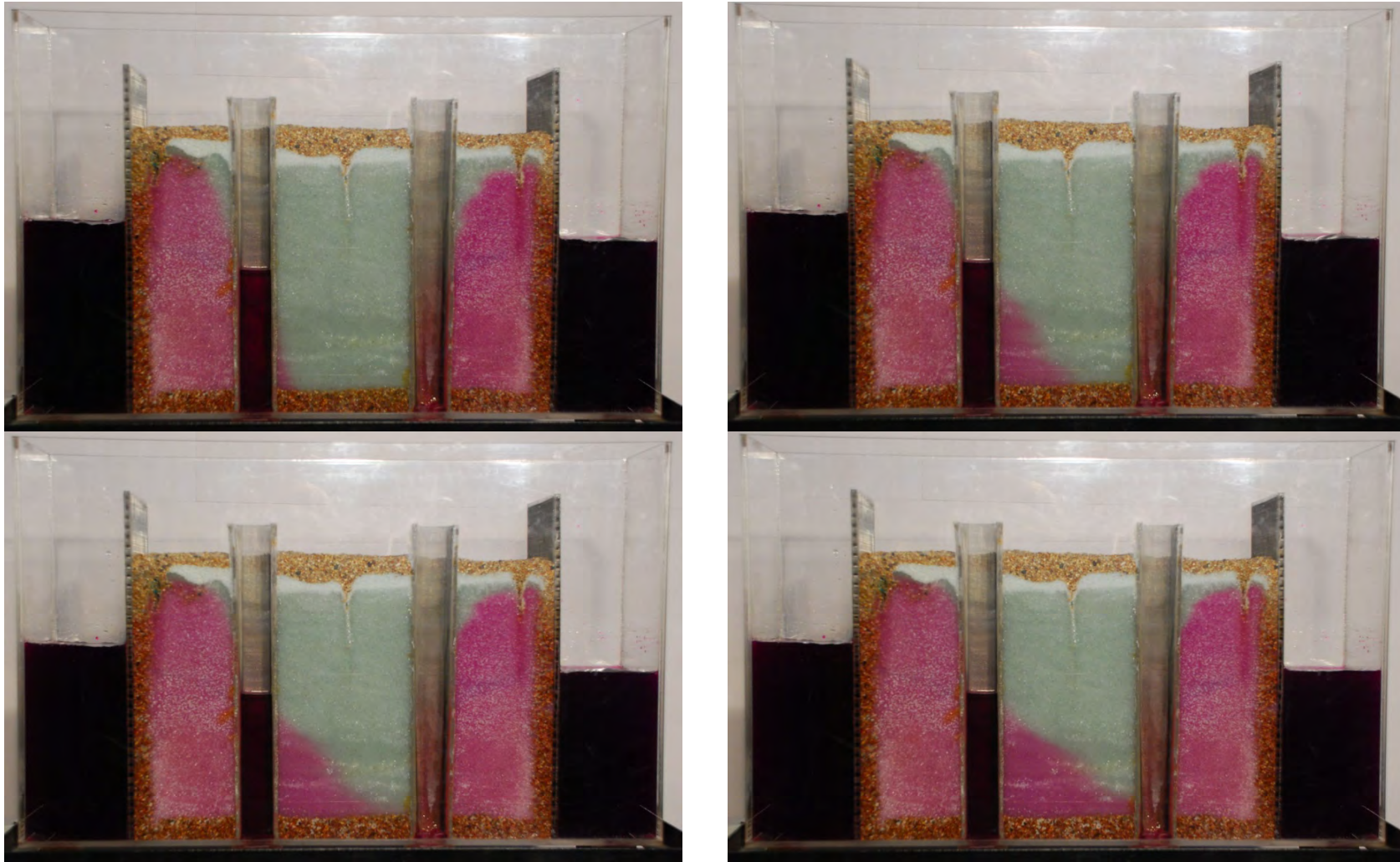


Figura 5.13. Difusión del permanganato de potasio en el tramo central del modelo físico, producto de la operación en un pozo.

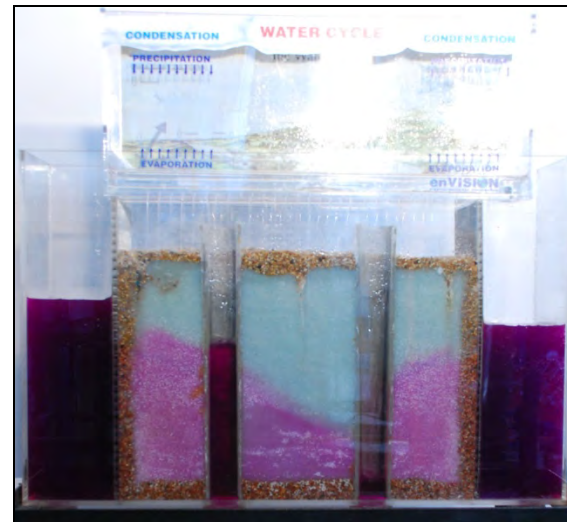
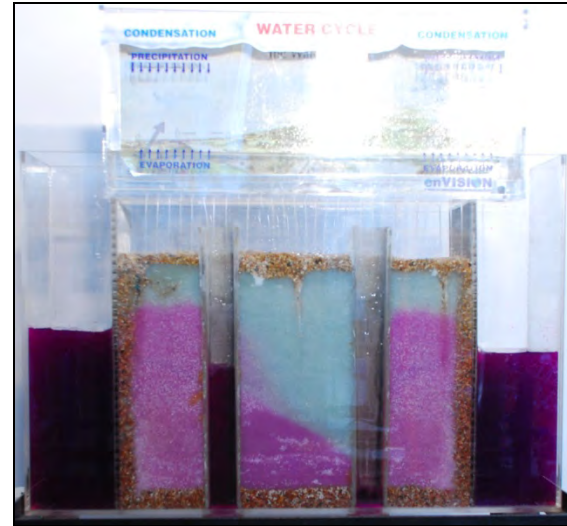


Figura 5.14. Efecto de la infiltración de aguas lluvias en un acuífero contaminado.

6. CONCLUSIONES

Las bases para el diseño y la construcción de un modelo físico de acuífero quedan determinadas por los siguiente 5 pasos que se han desarrollado durante la presente memoria.

- Elección del problema a modelar.
- Planteamiento de un modelo conceptual.
- Realización de un modelo numérico.
- Diseño del modelo físico.
- Construcción e implementación del modelo físico.

Se ha cumplido a cabalidad con todos los objetivos planteados. La implementación de un modelo físico adquirido en el extranjero, ha permitido aumentar el conocimiento sobre este tipo de herramientas, mientras que la creación de un modelo conceptual y la modelación numérica han entregado los datos necesarios para llevar a cabo la modelación física, permitiendo dilucidar cuál es la configuración apropiada para mostrar de manera clara y precisa las variaciones del nivel freático producto de los cambios en el régimen de escurrimiento, los mecanismos básicos del transporte de solutos en medios porosos y la superposición de los efectos de bombeo.

La operación de cada uno de los modelos presentados en este trabajo permite explicar algunos de los aspectos claves para entender los conceptos básicos de la hidráulica de aguas subterráneas, de su aprovechamiento y de sus mecanismos de transporte.

Gracias a la implementación del modelo adquirido, se puede concluir lo siguiente:

La calidad de las aguas subterráneas de un acuífero libre y uno confinado, que se encuentren en una misma zona geográfica pueden ser diferentes, ya que los acuífugos y acuitardos que separan estos acuíferos, los independizan al impedir el intercambio de partículas y contaminantes entre ellos.

Se ha observado que la recarga se relaciona de manera directamente proporcional con el nivel freático, esto quiere decir que a mayor recarga más somero se encontrará el nivel freático. La recarga condiciona también a la velocidad del flujo de aguas subterráneas, llegando incluso a modificar su dirección, esto se produce porque al aumentar la recarga aumenta el nivel freático y con esto se incrementa el gradiente hidráulico. Ciertas condiciones de recarga pueden determinar que el flujo de aguas subterráneas se realice por uno u otro sistema acuífero, como se ha visto para el caso en que se inyecta un trazador en el pozo número 3. Para una baja recarga este se transporta a través del acuífero confinado, mientras que para una recarga mayor este se transporta a través del acuífero libre (*Figuras 5.4 y 5.5*).

Es bien sabido que la calidad de las aguas superficiales puede afectar la calidad del agua subterránea, debido a la infiltración de contaminantes. En este caso se ha demostrado que si el agua subterránea se encuentra contaminada puede afectar la calidad de las aguas superficiales de ríos y lagos, mostrando que algunas de las zonas de descarga del agua subterránea se encuentran en el fondo de estos cuerpos de agua.

En el modelo desarrollado durante el transcurso de esta memoria se reproducen las condiciones de flujo establecidas en el modelo conceptual. Es posible apreciar las depresiones en la zona de bombeo respecto de la condición inicial y las condiciones de borde logran mantener un nivel constante por aportar el flujo hacia el acuífero.

En este modelo es posible distinguir claramente el flujo advectivo producto de la inyección de trazadores entre las condiciones de borde de nivel constante y los pozos. Gracias a las pequeñas velocidades que se presentan en el sector céntrico del modelo físico, tal como se observó en la modelación numérica, es posible observar el transporte difusivo provocado por el gradiente de concentración. En este caso el trazador de color rojo desciende lentamente por efecto de la gravedad en la zona no saturada.

La implementación de un rotámetro ha permitido realizar "*pruebas de bombeo*" en el modelo, ya que es posible determinar con exactitud los descensos y caudales. Sin embargo, cabe recordar que dentro de las hipótesis planteadas por Darcy se encuentra la de flujo laminar, hipótesis que no se cumple en este caso dadas las altas pendiente obtenidas.

Al observar como el permanganato de potasio penetra en el acuífero es posible inferir que las velocidades son mayores en el fondo del acuífero y no constantes en la vertical como se observó en la modelación numérica. Cuando se utiliza la unidad Rainmaker en conjunto con el modelo desarrollado es posible eliminar el efecto de la tensión superficial, ya que el agua infiltrada arrastra al permanganato de potasio a las zonas más profundas del acuífero.

Gracias al sistema hidráulico implementado es posible inducir un gradiente hidráulico en el acuífero que opera independientemente de la extracción desde los pozos, lo que permite a través de la inyección de un trazador en la parte posterior del modelo observar las líneas de flujo.

Ciertos efectos, como el de la tensión superficial son perjudiciales a la hora de observar el cono de depresión producto del bombeo y no fueron considerados antes de la modelación física, sin embargo este efecto puede ser reducido al introducir un agente surfactante (producto químico que reduce la tensión superficial de los líquidos). En este caso se ha utilizado Water Aid, un

líquido inodoro, incoloro, translúcido y semiviscoso que reduce en un 50% la tensión superficial del agua a una concentración del 0.5%. La utilización de este producto provoca ciertos efectos, como espuma, cambio de las propiedades hidrogeológicas y un incremento en la infiltración.

Los modelos presentados, son herramientas didácticas que permiten no sólo enseñar los conceptos más básicos de las aguas subterráneas, sino que también pueden ser utilizados para mostrar el transporte de solutos en medios porosos, los flujos de aguas subterráneas a escalas regionales e incluso simular pruebas de bombeo.

7. REFERENCIAS

Echevarría & Molano; "Modelo de Remediación de subsuelos contaminados con gasolina", Universidad de Los Andes, Colombia, 2005.

Edwards, A; "Impacto de un tranque de relaves de la minería del cobre sobre el agua subterránea de una región. Análisis Crítico de un modelo de simulación Hidrogeológico". Memoria para optar al título de Ingeniero Civil; Universidad de Chile, 2007.

Espinoza, C; "Apuntes aguas subterráneas CI51J"; Universidad de Chile, Santiago, 2007.

Maulén, H; "Variabilidad natural de las formaciones acuíferas y su relación con el movimiento de sustancias conservativas y no conservativas". Memoria para optar al título de Magister en Ciencias de la Ingeniería, Mención Recursos Hídricos y Medio Ambiente; Universidad de Chile, 2004.

Murray, C; "Key Features of Artificial Aquifers for Use in Modeling Contaminant Transport"; Institute of Environmental Science and Research; New Zealand, 2008.

National Academy of Science U.S.A., "Ground Water Models: *Scientific and Regulatory Applications*", Washington, D.C. 1990.

Ottiger, A.; "Grunwassermmodell". Guía descriptiva para la utilización de un modelo físico de aguas subterráneas. Alemania, 2007

Passero, R; "Rainmaker Simulator Manual for Instructors & Operators"; Envision Environmental Education, U.S.A, 2003.

Passero, R; "Groundwater Manual for Instructors & Operators"; Envision Environmental Education, U.S.A., 2003.

Valdés, D; "Diseño e Implementación de Módulos Docentes Asociados a Hidrogeología"; Memoria para optar al título de Ingeniero Civil, Universidad de Chile, 2006.

Karleigh A., "Ground Water Model Project"; College of Natural Resources, University of Wisconsin, U.S.A., 2009.

[<http://www.uwsp.edu/stuorg/awra/h2omodel.html>](http://www.uwsp.edu/stuorg/awra/h2omodel.html)

Manual para el uso de Visual MODFLOW, dirección Web.

[<http://web.usal.es/~javisan/hidro/Complementos/manual_modflow.pdf>](http://web.usal.es/~javisan/hidro/Complementos/manual_modflow.pdf)

Páginas oficiales para difusión y distribución del modelo EnVision.

[<http://www.fisherci.com>](http://www.fisherci.com)

[<http://www.gwmodel.com>](http://www.gwmodel.com)

[<http://www.envisionenviroed.net/photos.html>](http://www.envisionenviroed.net/photos.html)

ANEXO C

PROYECTO 3

**REALIZACIÓN DE ESTUDIOS TENDIENTES A EVALUAR Y
DEFINIR REDES DE CONTROL DE IMPACTOS: ESTUDIAR
LA VULNERABILIDAD DE UN SISTEMA HUMEDAL FRENTE
A CAMBIOS EN EL RÉGIMEN HIDROLÓGICO Y
METEOROLÓGICO.**



GOBIERNO DE CHILE
MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS
DIRECCIÓN GENERAL DE AGUAS



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL

MODELACIÓN HIDRODINÁMICA PARA LA GESTIÓN SUSTENTABLE DEL HUMEDAL CIÉNAGAS DEL NAME

INFORME AVANCE N°2

SANTIAGO, AGOSTO 2009

ANEXO C
MODELACIÓN HIDRODINÁMICA PARA LA GESTIÓN SUSTENTABLE DEL HUMEDAL
CIÉNAGAS DEL NAME

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
2. INFORMACIÓN DE CAMPO.....	2
2.1 Campañas de Terreno	2
2.2 Sensor de Presión y Temperatura	3
2.3 Información Meteorológica	4
2.4 Registro Nivel Aguas Subterráneas	6
2.5 Perfiles CTD en el Humedal	7
3. GEOMETRÍA Y DIMENSIONES DEL HUMEDAL.....	9
3.1 Geometría	9
3.2 Área Superficial.....	12
4. COBERTURA VEGETACIONAL	15
5. BATIMETRÍA	19
5.1 Curva Hipsométrica	22

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1. Instalación sensor de presión	3
Figura 2.2. Ubicación referencial del sensor de presión	4
Figura 2.3. Estación meteorológica	5
Figura 2.4. Ubicación referencial estación meteorológica en el sector Ciénagas del Name .	6
Figura 2.5. Ubicación referencial pozos de monitoreo	6
Figura 2.6. Puntos de monitoreo	7
Figura 2.7. Perfiles CTD	8
Figura 2.8. Registro velocidad viento y coordenadas geográficas	8
Figura 3.1. Humedal enero (QuickBird -Color Verdadero-GCS-PSAD56)	9
Figura 3.2. Humedal septiembre (QuickBird -Color Verdadero-GCS-PSAD56).....	10
Figura 3.3. Imagen satelital Ciénagas del Name 1975 - 1989	11
Figura 3.4. Imagen satelital Ciénagas del Name 1990 - 2000	11
Figura 3.5. Imagen satelital Ciénagas del Name 2000 - 2001	12
Figura 3.6. Área superficial humedal [Há].....	12
Figura 3.7. Área superficial humedal y precipitación anual.	14
Figura 4.1. Clasificación supervisada enero 2004.....	15
Figura 4.2. Clasificación supervisada septiembre 2004	16
Figura 4.3. Vegetación ribereña emergente, Ciénagas del Name.....	17
Figura 4.4. Vegetación emergente entre cubetas del humedal, Ciénagas del Name	17
Figura 4.5. Vegetación sumergida humedal Ciénagas del Name.....	18
Figura 5.1. Cotas de los puntos de monitoreo y límites del humedal.....	20
Figura 5.2. Cota en metros.....	20
Figura 5.3. Vista en 3 dimensiones de la batimetría	21
Figura 5.4. Vista en corte profundidad cubeta centro y norte del humedal.....	21
Figura 5.5. Curva hipsométrica	22

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. Campañas de terreno	2
Tabla 2.2. Coordenadas UTM. Datum WGS84 – Huso 18.....	4
Tabla 3.1. Área humedal.....	13

1. INTRODUCCIÓN

El objetivo de este informe es presentar una breve descripción de los trabajos realizados durante las campañas de terreno, así como mostrar resultados preliminares del estudio propuesto al Departamento de Conservación de Recursos Naturales, relacionados con el humedal Ciénagas del Name.

En base a los objetivos planteados en la propuesta, en lo que sigue a continuación se indicarán los resultados relacionados con:

Dimensiones y geometría humedal:

- Evolución histórica del área del humedal, en base a imágenes satelitales desde el año 1975 (con diferente resolución espacial).
- Analizar relación entre el régimen anual de precipitaciones y los cambios en el área superficial del humedal.

Vegetación:

- Cambios en la distribución de la cobertura vegetal del humedal, NDVI (Normalised Difference Vegetation Index), así como las especies presentes en el área de estudio.

Batimetría:

- Se construyó la batimetría del cuerpo de agua del humedal, con el objeto de caracterizar las cubetas y así relacionar cambios en el régimen hídrico con el volumen embalsado.

2. INFORMACIÓN DE CAMPO

2.1 Campañas de Terreno

Las campañas de terreno que se han realizado a la fecha han estado enfocadas principalmente a:

- Reconocimiento del terreno, para posterior clasificación supervisada de imágenes satelitales.
- Registro de nivel de agua subterránea en pozos del sector.
- Realizar perfiles de conductividad, temperatura y profundidad (CTD) en el humedal.
- Mediciones de velocidad del viento a nivel de superficie, en el humedal.
- Análisis de la cobertura vegetal presente en el humedal, así como del tipo de suelo.
- Recolección del registro de datos en la estación meteorológica.
- Recolección del registro de datos del sensor de presión en el humedal.

Las fechas de las campañas de terreno se indican en la *Tabla 2.1*.

Tabla 2.1. Campañas de terreno.

Campañas de terreno		
Noviembre 2007	Marzo 2008	28-Marzo 2009
	Julio 2008	31-Marzo 2009
	Septiembre 2008	
	Octubre 2008	
	Diciembre 2008	

En las campañas de noviembre 2007 se realizaron perfiles de CTD en el humedal.

En la campaña de noviembre 2007 y marzo 2008 se realizó una visita exploratoria a las cuencas tributarias.

En la campaña de julio 2008 se instaló la estación meteorológica y el sensor de presión.

En las campañas de septiembre, octubre y Diciembre 2008 se realizaron monitoreos del nivel de aguas subterráneas.

En las campañas de marzo 2009 se realizaron perfiles de CTD en el humedal.

2.2 Sensor de Presión y Temperatura

Estas mediciones corresponden a un registro continuo de presión de agua y temperatura, en un sector del humedal. El sensor registra cada una hora, y se cuenta con un periodo de medición desde octubre 2008 a la fecha. En la *Figura 2.1* se muestra la instalación del sensor. Con el fin de evitar que este se moviera debido al flujo de agua y el viento, se amarró una piedra que permitiera darle rigidez al sistema.

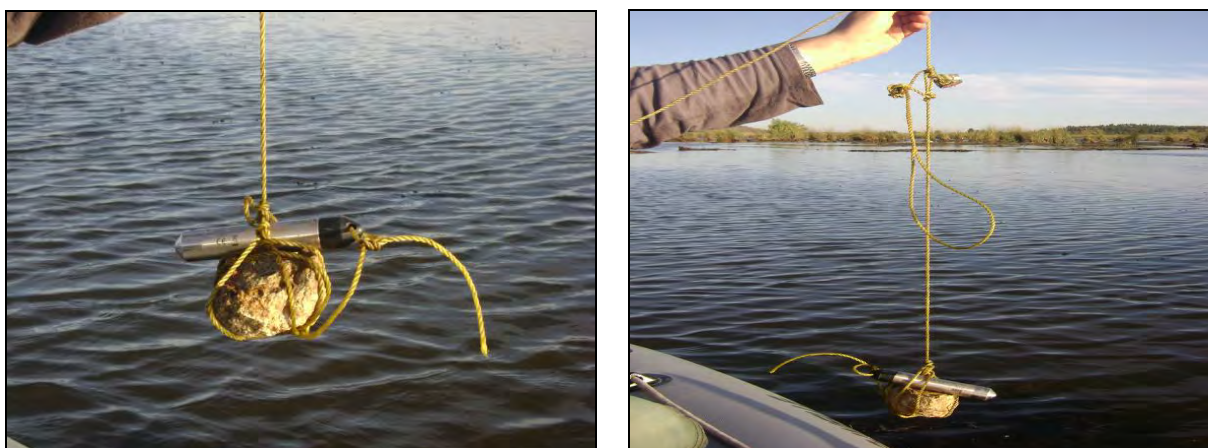


Figura 2.1. Instalación sensor de presión.

Durante la primera etapa de monitoreo (octubre 2008 a marzo 2009) el sensor fue instalado en un sector del humedal, en el cual los cambios de nivel del agua hicieron que éste se moviera y quedara estancado en la vegetación emergente presente en ese sector.

Considerando lo acontecido en la primera etapa, se decidió movilizar el sensor a otra cubera del humedal (*Figura 2.1*), en la cual no se observa vegetación emergente en las cercanías y según la información histórica observada en las imágenes satelitales este corresponde a un sector en el cual el espejo de agua se mantiene de manera permanente durante el año.

En la *Figura 2.2* se referencia los lugares en los cuales fueron instalados los sensores en cada etapa.

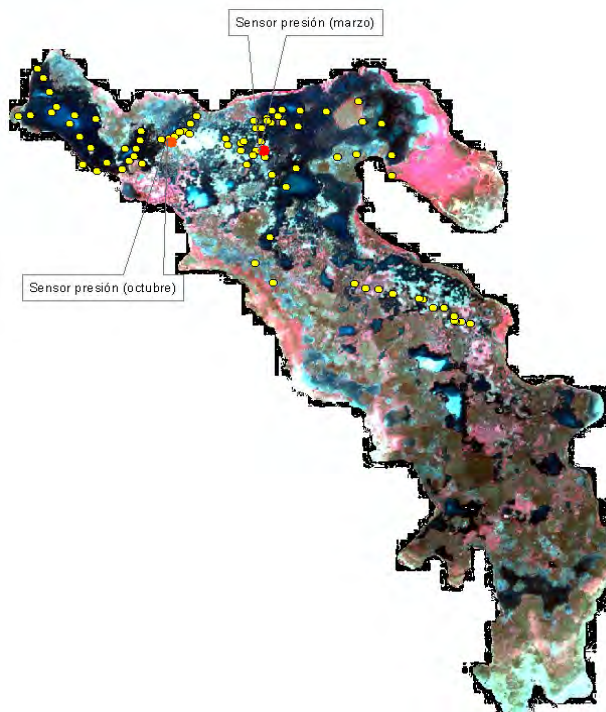


Figura 2.2. Ubicación referencial del sensor de presión.

En la Tabla 2.2 se indican las coordenadas de referencia para ambos puntos en los cuales se realizaron las mediciones de nivel y temperatura.

Tabla 2.2. Coordenadas UTM. Datum WGS84 – Huso 18.

Coordenadas Sensor Presion		
Marzo 2009 - a la fecha	751660	Este
	6040263	Sur
Octubre 2008 - Marzo 2009	751338	Este
	6040295	Sur

2.3 Información Meteorológica

Se dispone de información meteorológica del sector, proveniente de una estación meteorológica Davis, modelo Vantage Pro 2 (*Figura 2.3*). La ubicación de la estación corresponde al predio de la señora María, en la ribera Este del humedal, a unos 15 metros sobre el nivel de éste. En la

Figura 2.4 se observa la ubicación de la estación, las coordenadas de su ubicación son: 751801 (Este); 6040767 (Sur) (UTM - WGS84 - Huso 18).



Figura 2.3. Estación meteorológica.

La información meteorológica registrada a la fecha corresponde al periodo octubre 2008 a la fecha. Los datos se encuentran medidos con una resolución temporal horaria y alguno de los parámetros de interés son:

- Radiación Solar
- Temperatura del aire
- Humedad relativa
- Temperatura punto de rocío
- Velocidad del viento
- Dirección del viento
- Precipitación
- Presión atmosférica

Adicionalmente se cuenta con información pluviométrica proveniente de la estación La Estrella, ubicada en el fundo La Estrella (sector sur del humedal), con un registro medio mensual desde el año 1998 al 2007. La ubicación de la estación se encuentra indicada en la *Figura 2.5* ("La Estrella Pp").

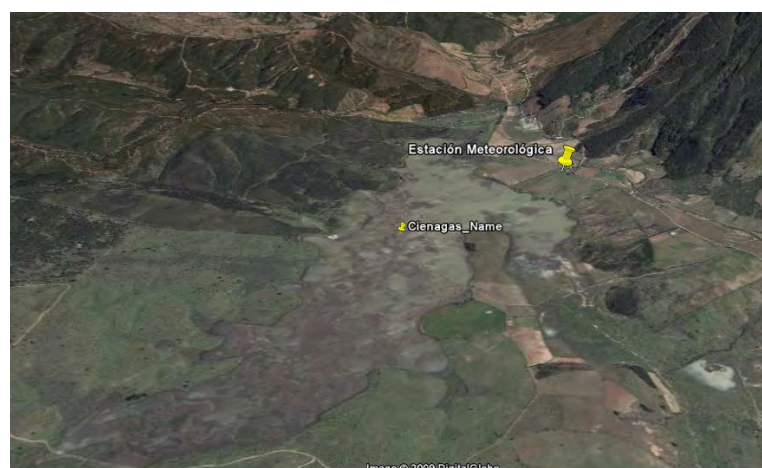


Figura 2.4. Ubicación referencial estación meteorológica en el sector Ciénagas del Name.

2.4 Registro Nivel Aguas Subterráneas

En algunos pozos aledaños al humedal se realizaron mediciones del nivel de agua subterráneas, durante 3 campañas de terreno. Los pozos en los cuales se realizaron las mediciones se indican en la *Figura 2.5* y corresponden a predios particulares y a un fundo con plantaciones agrícolas, llamado Fundo La Estrella.



Figura 2.5. Ubicación referencial pozos de monitoreo.

2.5 Perfiles CTD en el Humedal

Los datos de los perfiles de temperatura, presión y conductividad, en el humedal, fueron medidos durante tres campañas de terreno realizadas el día 7 noviembre 2007, 28 de marzo 2009 y 31 de marzo 2009. El muestreo correspondiente a la campaña 2 y 3 representan condiciones hídricas del periodo estival similares, mientras que la campaña de noviembre 2007 representa una condición de inicio de la temporada estival del correspondiente año.

En la *Figura 2.6* se observan los sectores donde fueron realizados los muestreo de Conductividad – Temperatura – Profundidad (CTD) en cada una de las campañas. En la *Figura 2.7* se observan algunas imágenes de sectores en los cuales se realizaron los perfiles.

Dado que en el área sur del humedal, se encuentra abundante vegetación, se hace muy difícil el muestreo en esos sectores al no existir afloramiento de agua que permita generar sectores navegables.

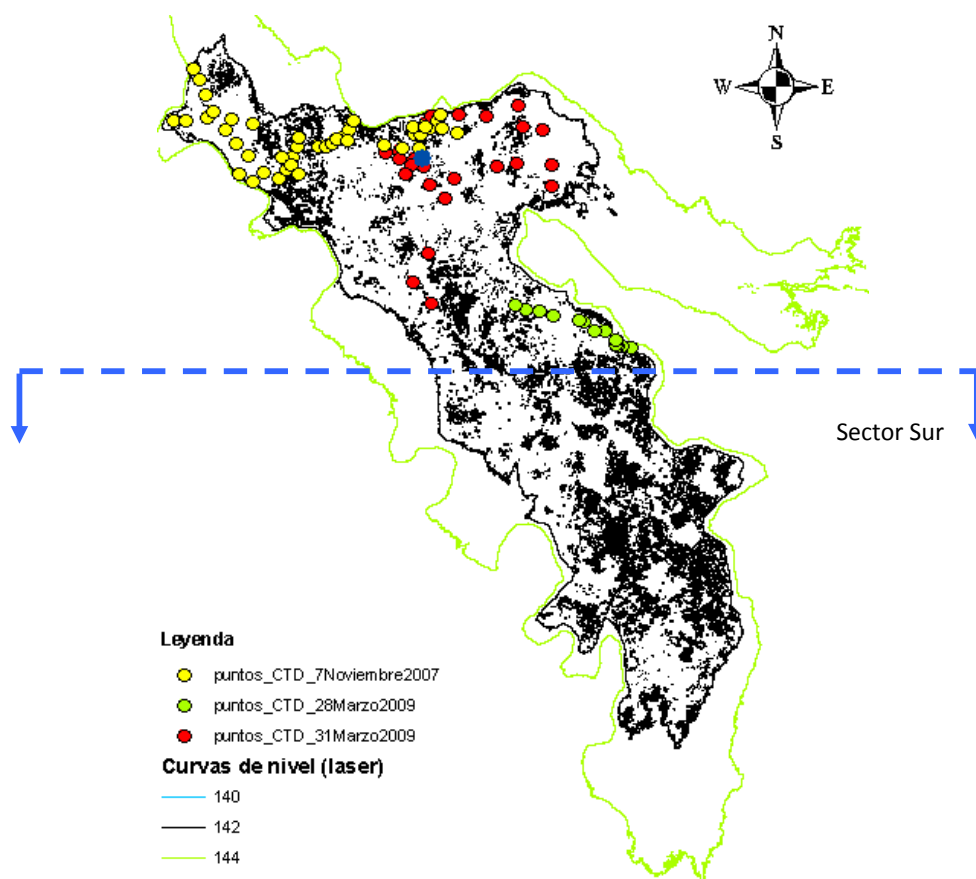


Figura 2.6. Puntos de monitoreo.

Se realizaron mediciones de la velocidad del viento a nivel superficial en el humedal, en los mismos sectores en los cuales se efectuaron los perfiles CTD (*Figura 2.8*).



Figura 2.7. Perfiles CTD.

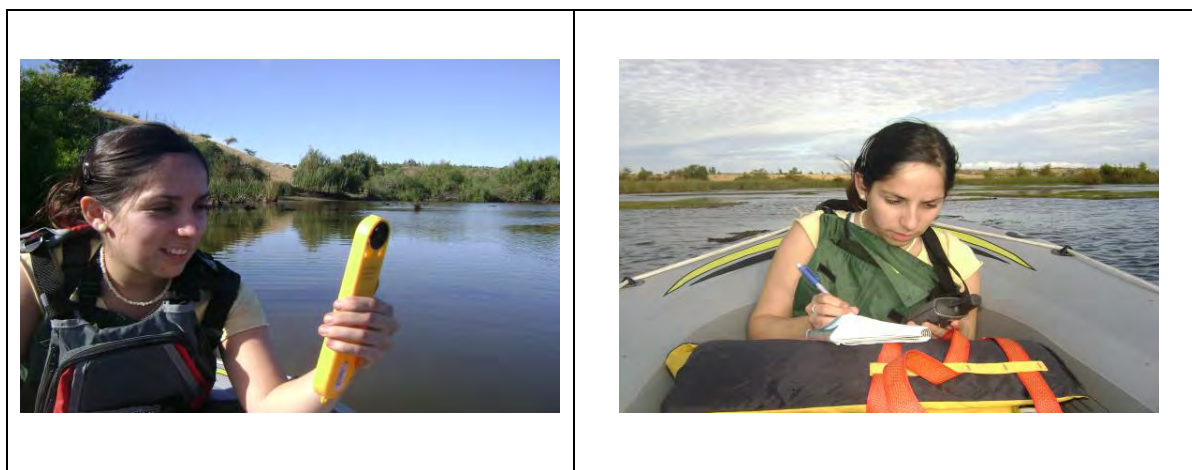


Figura 2.8. Registro velocidad viento y coordenadas geográficas.

3. Geometría y Dimensiones del Humedal

La fisonomía y dimensión superficial del humedal, ha sido estudiada a partir de sensores remotos, imágenes satelitales, de una serie que abarca periodos entre el año 1975 y 2004.

3.1 Geometría

El humedal ha sido delimitado usando clasificación supervisada a partir de las imágenes satelitales. Para esto se trabajó con la imagen en su configuración falso color, donde se destaca en color rojo la vegetación.

A partir de las series estudiadas, se ha encontrado que el humedal mantiene su fisonomía y los cambios se producen principalmente en el interior, donde el nivel freático cambia constantemente.

En las *Figura 3.1* y *Figura 3.2* se muestran dos imágenes satelitales Quickbird, de alta resolución del humedal en periodos estacionales diferentes (Enero y Septiembre) del año 2004.

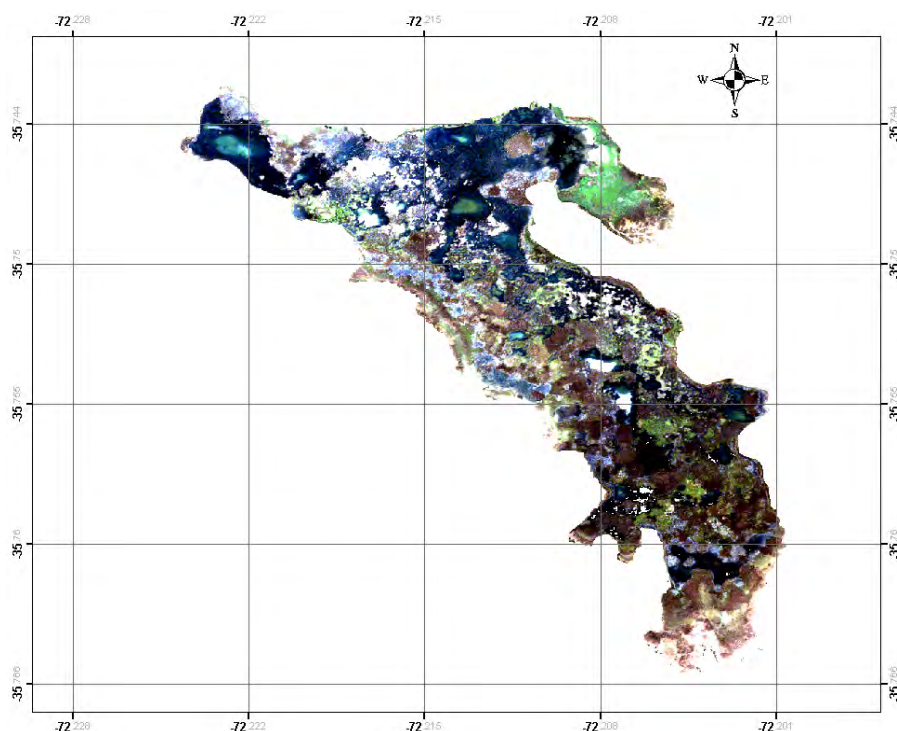


Figura 3.1. Humedal enero (QuickBird -Color Verdadero-GCS-PSAD56).

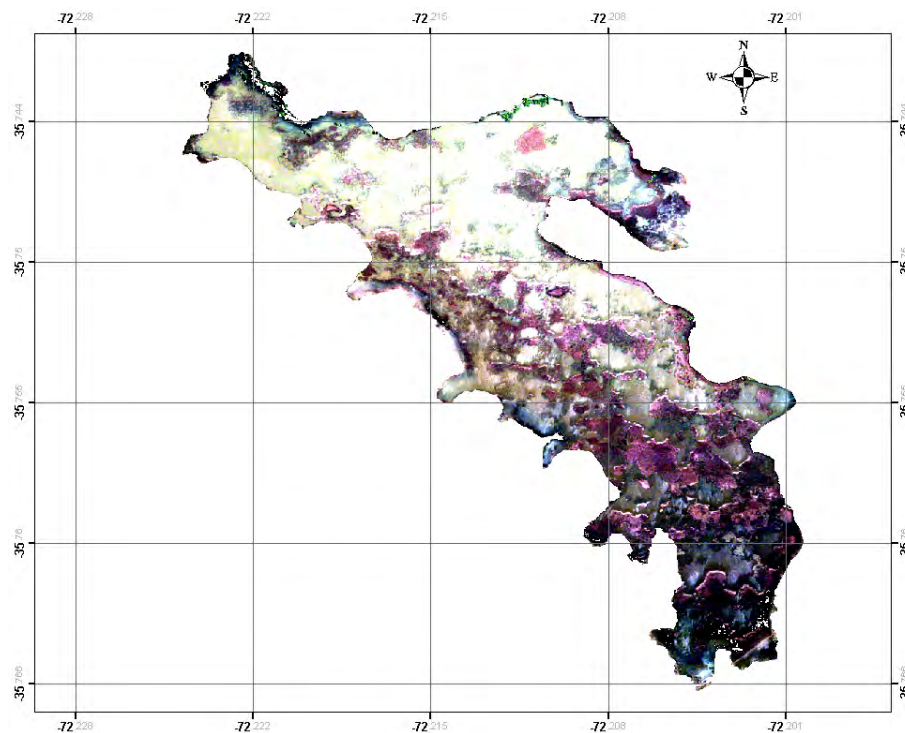


Figura 3.2. Humedal septiembre (QuickBird -Color Verdadero-GCS-PSAD56).

Se puede observar que la forma general del humedal no sufre cambios entre el periodo de enero y septiembre. No obstante, y como es de esperar, existen importantes cambios en la cobertura de la vegetación superficial en el humedal, aspecto que se comprobó y analizó con la respuesta espectral, tal como se describirá en las secciones siguientes.

Adicionalmente se estudiaron otras 6 imágenes del sector, que permiten observar que la forma del humedal se ha mantenido en el tiempo, no así su área (tal como se indicara en las secciones posteriores). Para esto, se ha usado una configuración de las bandas de las imágenes satelitales que permite destacar el área del humedal, tal como se indica en las *Figura 3.3, 3.4 y 3.5*

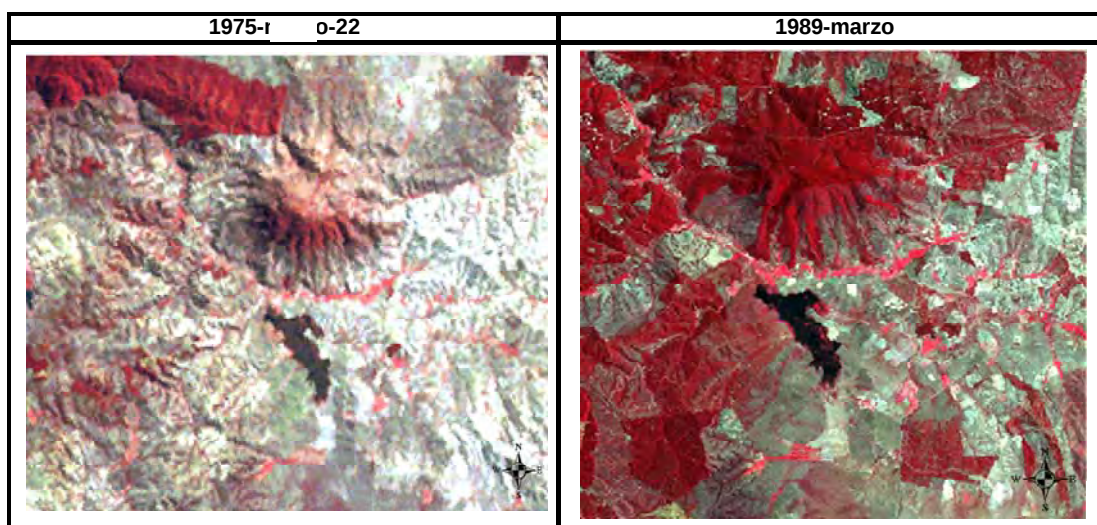


Figura 3.3. Imagen satelital Ciénagas del Name 1975 – 1989.

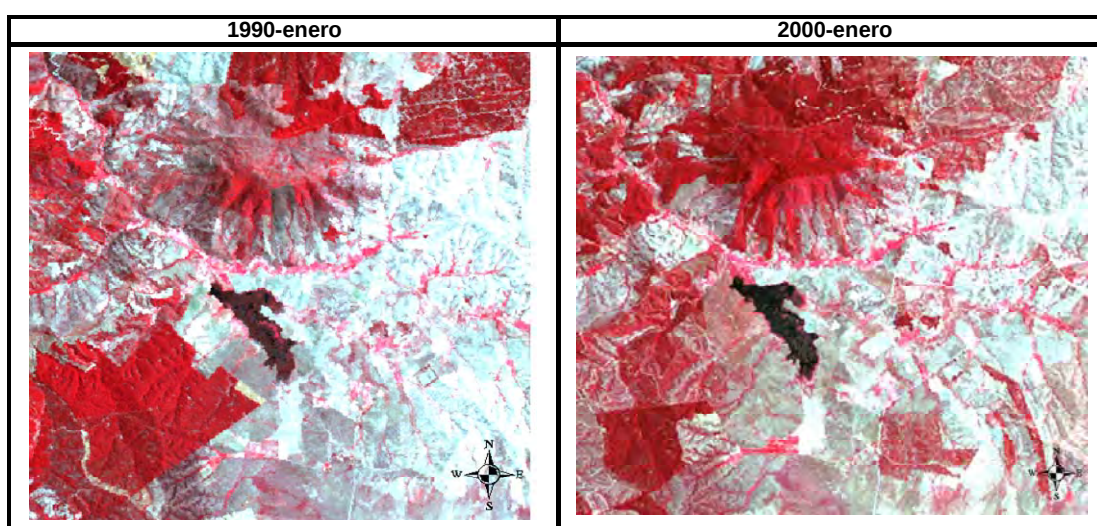


Figura 3.4. Imagen satelital Ciénagas del Name 1990 – 2000.

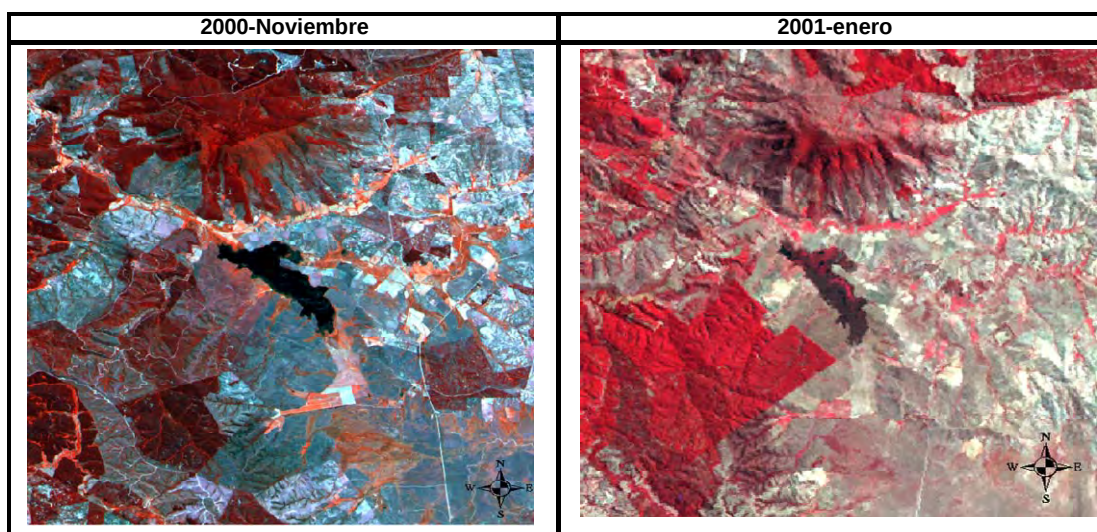


Figura 3.5. Imagen satelital Ciénagas del Name 2000 – 2001.

3.2 Área Superficial

El área superficial del humedal fue determinada para toda la serie de imágenes satelitales, los resultados se indican en el gráfico de la *Figura 3.6*.

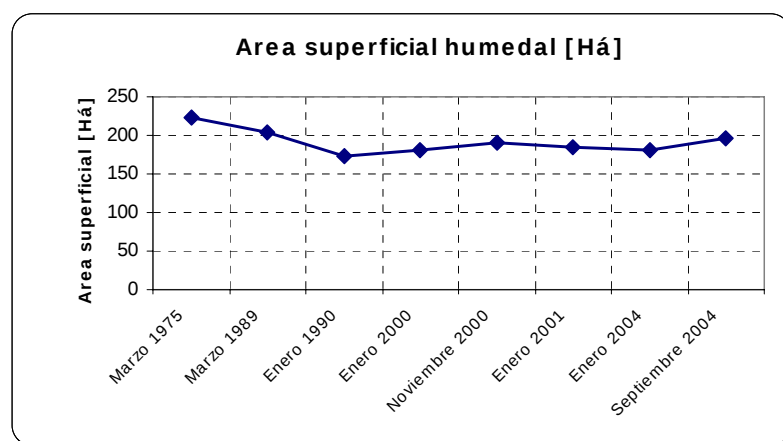


Figura 3.6. Área superficial humedal [Há].

En la Tabla 3.1 se indican los años de cada imagen, el formato y el área superficial del humedal determinado en cada una de ellas.

Tabla 3.1. Área humedal.

Año imagen	Formato Imagen	area humedal Há
Marzo 1975	Landsat	222
Marzo 1989	Landsat	204
Enero 1990	Landsat	174
Enero 2000	Landsat	181
Noviembre 2000	ASTER	190
Enero 2001	Landsat	184
Enero 2004	Quickbird	180
Septiembre 2004	Quickbird	197

En la imagen de marzo de 1975, al finalizar la estación estival el humedal tenía un área superficial equivalente a 220 [Há]. En enero del año 2004, en plena temporada estival y faltando dos meses para completar el periodo de mayor estrés hídrico del sistema, el área es de 180 [Há] y se espera que para marzo de ese mismo año el área superficial fuese aún menor.

Al analizar un periodo de 1975 a 2004, el humedal ha disminuido su área superficial en aproximadamente 40 [Há]. Las razones de esto se relacionan con el cambio en el régimen de precipitaciones y de temperatura del aire. Así mismo, se debe tener en cuenta el efecto de los cambios en el uso de suelo y el aumento en la intensidad de la demanda de las aguas subterráneas para usos doméstico.

Para poder comparar de manera consistente los datos de área, es indispensable analizar las precipitaciones del año hidrológico asociado a la fecha de cada imagen, de manera de asociar consistentemente los cambios de dimensiones. Para esto, se relacionaron los registros de precipitaciones de la estación La Estrella, tal como se indica en la *Figura 3.7*.

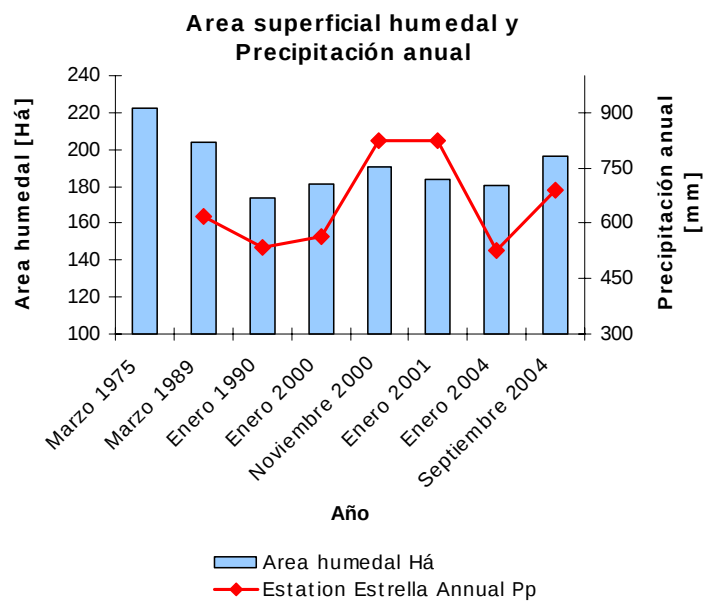


Figura 3.7. Área superficial humedal y precipitación anual.

Se observa una correlación entre el cambio anual de las precipitaciones y las áreas superficiales del humedal. No obstante, si bien el área se relaciona directamente con el régimen de precipitaciones, es importante realizar el balance hídrico completo en el sistema para concluir cual es la factor que sensibiliza de manera directa al volumen embalsado en las Ciénagas.

4. COBERTURA VEGETACIONAL

La distribución de la vegetación y de la superficie de agua, se estudió a partir de las visitas a terreno y con el análisis de las imágenes satelitales de alta resolución Quickbird (2004).

En las *Figuras 4.1* y *4.2* se indica una clasificación supervisada, en base a las condiciones observadas en terreno y a la respuesta espectral del agua y vegetación. En base a lo anterior, se clasificaron diferentes tipos de vegetación y el área del humedal en el cual se distribuye el espejo de agua.

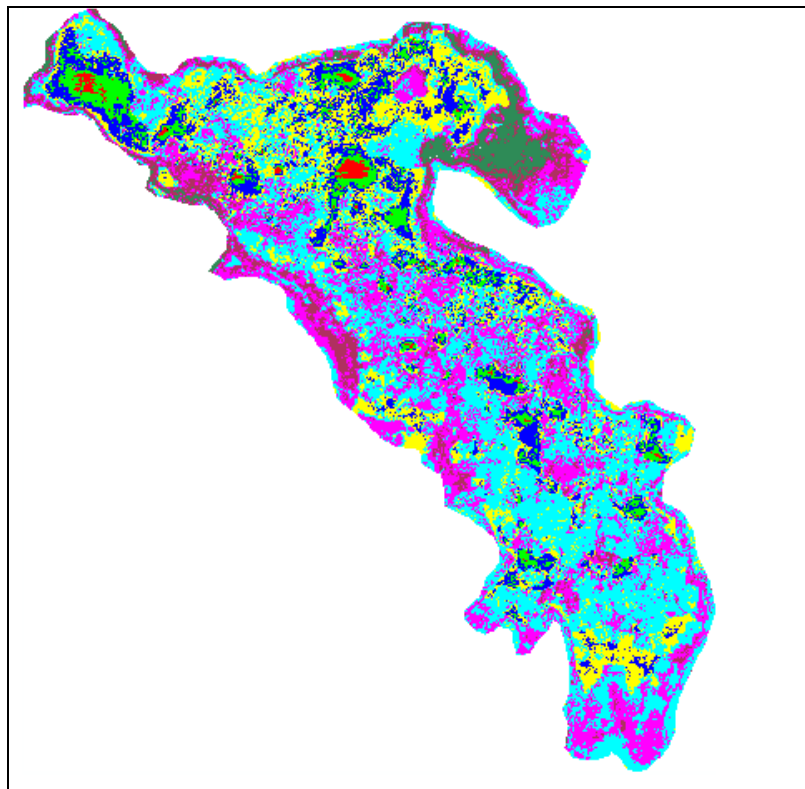


Figura 4.1. Clasificación supervisada enero 2004.

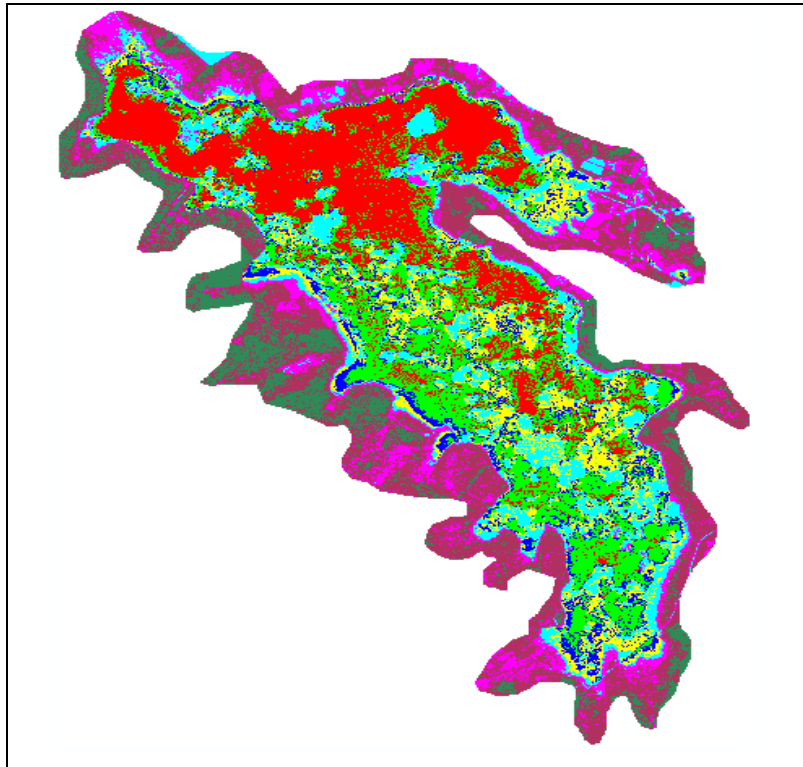


Figura 4.2. Clasificación supervisada septiembre 2004.

En las clasificaciones realizadas en cada imagen del humedal, los colores azul y rojo representan superficie de agua, mientras que los colores azul, verde, celeste y rosado representan áreas con vegetación. De lo anterior, es posible concluir que existe una disminución cercana al 70% del agua embalsada entre enero y septiembre.

Es posible diferenciar zonas de vegetación terrestre, emergente, natante y sumergida, distribuidas desde la ribera del humedal hacia el centro.

La vegetación emergente del humedal permanece durante todo el año y se encuentra concentrada en el sector sur del humedal y en algunos sectores particulares de la cubeta de agua. Además existe vegetación sub-emergente en algunos sectores de la cubeta de agua.

En las *Figuras 4.3 y 4.4* se puede observar como la vegetación emergente genera canales y a la vez interrumpe la comunicación entre las cubetas de agua.



Figura 4.3. Vegetación ribereña emergente, Ciénagas del Name.



Figura 4.4. Vegetación emergente entre cubetas del humedal, Ciénagas del Name.

En la *Figura 4.5* se observa como se distribuye la vegetación sub-emergente en el cuerpo de agua. Estas aparecen como pequeños afloramientos, pero que se encuentran firmemente plantados en el suelo.



Figura 4.5. Vegetación sumergida humedal Ciénagas del Name.

El tipo de vegetación presente en el humedal está caracterizada por 5 asociaciones, según un estudio realizado por la Universidad de Talca:

- Formación palustre con las asociaciones *Scirpetum californiae* y *Juncetum procerii*. Comúnmente llamados juncos. (*Figura 4.3 y 4.4*)
- Formación acuática sumergida con la asociación *ceratophylletum chilensis*. (*Figura 4.5*)
- Formación boscosa con las asociaciones *Quillajo lithraetum* y *Myrceugeniefum exsuccae*.

5. BATIMETRÍA

La batimetría del humedal Ciénagas del Name fue elaborada a partir de mediciones de profundidad del nivel de agua, realizadas en tres campañas de monitoreo (noviembre 2007 y marzo 2009). Indicados en la *Figura 2.6*.

Lamentablemente el sector sur del humedal no presenta caminos navegables ni superficies con espejo de agua permanente, por lo que la batimetría solo se observa en la cubeta con agua en el área norte. Esto se puede comprobar en terreno y además con información de topografía LASER realizada en el humedal.

En el periodo marzo 2009, el humedal no se encontraba comunicado completamente en el sector medio del humedal, por lo que se generan 3 sub-cubetas.

Teniendo en cuenta lo anterior, es que tampoco fue posible ingresar al sector más al norte del humedal, donde se había realizado anteriormente la campaña de noviembre 2007. Si bien la campaña del 2007 no es representativa de las condiciones meteorológicas registradas durante marzo 2009, se ha utilizado la información recopilada, con el fin de obtener una batimetría del humedal característica para la condición de mayor estrés hídrico en el sistema.

En la *Figura 5.1* se indican las cotas de los puntos muestreados, el límite del humedal y aquellos sectores que se encuentran permanentemente con vegetación emergente. Las curvas que aparecen y los puntos que delimitan las cubetas de agua corresponden a la cota de 142 metros.

En la *Figura 5.2* se observa un mapa superficial de la batimetría del sector norte del humedal.

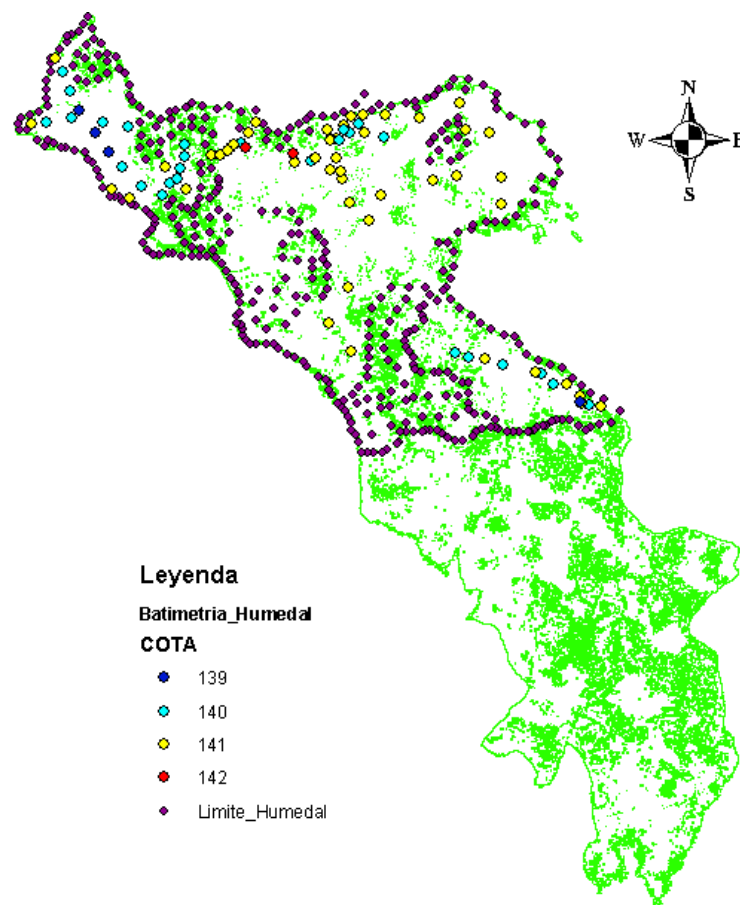


Figura 5.1. Cotas de los puntos de monitoreo y límites del humedal.

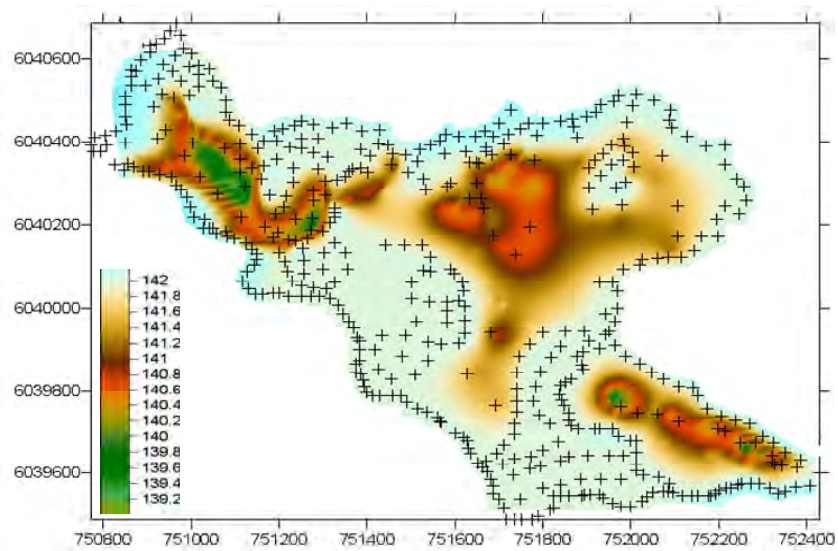


Figura 5.2. Cota en metros.

En la *Figura 5.3* se observa una vista en 3 dimensiones de la batimetría.

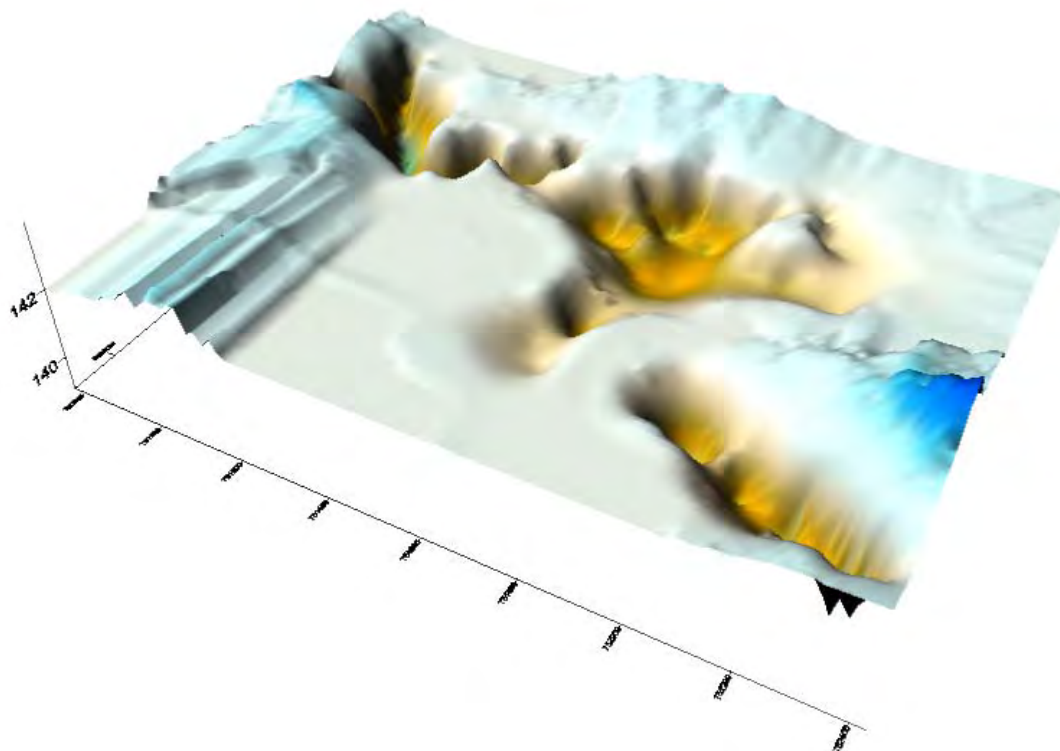


Figura 5.3. Vista en 3 dimensiones de la batimetría.

Al rotar la *Figura 5.3* en el sentido de los punteros del reloj, se observa las máximas y mínimas profundidades del humedal. La profundidad máxima del humedal es cercana a los 3 metros, en la cubeta norte, mientras que en las otras dos es de 2 metros aproximadamente (*Figura 5.4*).

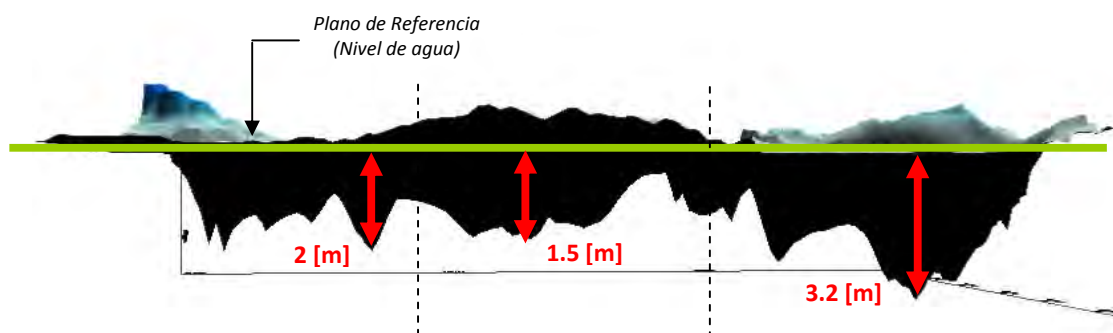


Figura 5.4. Vista en corte profundidad cubeta centro y norte del humedal.

El hecho de que la cubeta más al norte presente profundidades mayores a la del resto del humedal, se asocia al hecho de que esa campaña fue durante el mes de noviembre, es decir finales de la época invernal, mientras que la campaña de marzo representa escenarios de la época final de la temporada estival. En promedio se puede decir que la máxima profundidad es cercana a los dos metros.

En resumen, es posible concluir que las Ciénagas del Name es un cuerpo de agua somero, donde el rebalse ocurre por el sector norte del humedal. No se está en presencia de una batimetría homogénea, sino, que con muchos cambios de pendiente y además de pequeñas islas.

5.1 Curva Hipsométrica

A partir de la batimetría y de la topografía del sector, se ha construido la curva hipsométrica del humedal para el sector donde se genera afloramiento de las aguas.

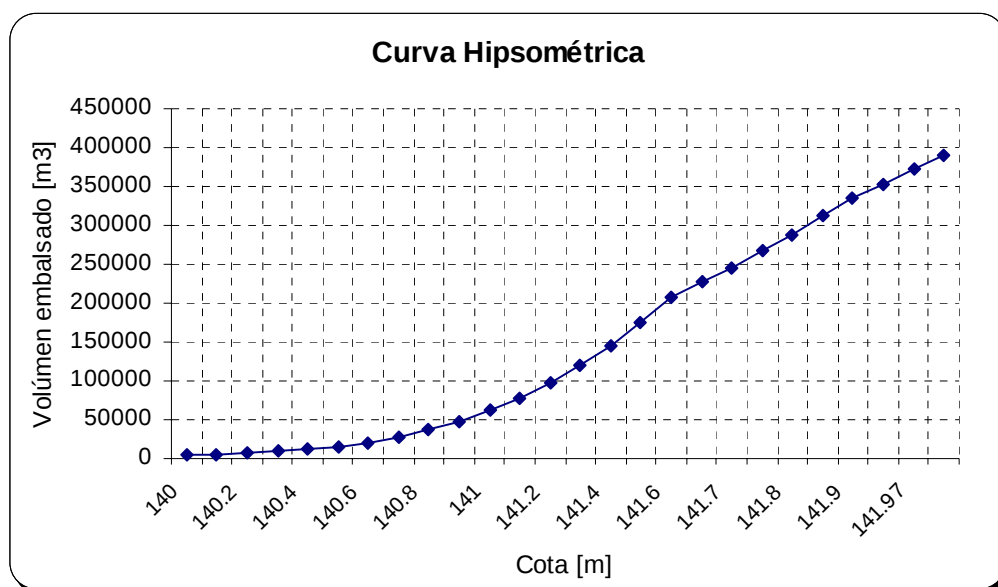


Figura 5.5. Curva hipsométrica.

La cota máxima de 142 metros corresponde al nivel registrado en el borde de agua del humedal.