



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

BOMBEO Y TRATAMIENTO COMO ALTERNATIVA PARA LA LIMPIEZA DE ACUÍFEROS

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL

SOFÍA MORDOJOVICH RUIZ

PROFESOR GUÍA:
CARLOS ESPINOZA CONTRERAS

MIEMBROS DE LA COMISIÓN:
JAMES MCPHEE TORRES
ANA MARÍA SANCHA FERNÁNDEZ

SANTIAGO DE CHILE
ENERO 2009

RESUMEN

“BOMBEO Y TRATAMIENTO COMO ALTERNATIVA PARA LA LIMPIEZA DE ACUÍFEROS”

El presente trabajo aborda el problema de la contaminación de recursos hídricos subterráneos y sus posibles soluciones. En particular, estudia el uso de Bombeo y Tratamiento en acuíferos que presentan metales disueltos. Esta tecnología ha sido fuertemente criticada debido a que se considera una alternativa lenta, costosa, y muchas veces inefectiva. En dos casos internacionales estudiados en este trabajo se han observado importantes progresos respecto de la situación inicial, sin embargo en ninguno se ha alcanzado la limpieza total del acuífero, a pesar de los grandes esfuerzos realizados durante años.

Una alternativa de remediación muy interesante la constituyen las barreras reactivas permeables. Se trata de una solución pasiva, donde la pluma atraviesa un muro subterráneo de materiales reactivos que buscan destruir, transformar o inmovilizar los contaminantes presentes. Su implementación es sencilla y requiere menores niveles de operación y mantención que el Bombeo y Tratamiento. La principal limitación de las PRBs es que sólo pueden utilizarse cuando el acuífero es libre y relativamente somero.

Como parte del presente estudio se describió el Bombeo y Tratamiento, haciendo hincapié en las diferencias conceptuales y técnicas que aparecen al definir el objetivo del sistema: la limpieza total del acuífero y/o la contención de la pluma. La última se prefiere cuando la eliminación de la fuente resulta muy costosa o impracticable.

El trabajo incluye el estudio de un caso en Chile. Corresponde a Quebrada Blanca, una compañía minera que decidió realizar lixiviación bacteriana in situ en un botadero de minerales de baja ley. Como consecuencia de dicho proyecto, algunos parámetros de calidad de aguas se vieron alterados en la quebrada que drena desde el botadero, producto de una falla no identificada en el sistema de recolección. El sistema de Bombeo y Tratamiento lleva alrededor de un año operando, por lo que sería muy precipitado concluir en este momento acerca de su eficiencia.

A partir de los antecedentes recopilados en diversos estudios del sitio y en las visitas a terreno realizadas, se desarrolló un modelo conceptual y matemático del sistema. El modelo supone una fuente continua de solución lixiviada pura. En estas circunstancias, se encuentra que el bombeo actual no estaría siendo suficiente para contener la pluma, produciéndose un escape de contaminantes hacia aguas abajo de la barrera hidráulica. Ello se corrobora con los muestreos realizados a lo largo de la quebrada, donde es posible encontrar concentraciones de cobre y sulfato muy por sobre los niveles que corresponderían a la calidad natural del sector. Sin embargo, la escasa información disponible al momento de elaborar el modelo numérico limita la confiabilidad de éste, por lo que sus resultados deben ser interpretados con prudencia.

Las acciones llevadas a cabo en Quebrada Blanca hasta la fecha son parte de una investigación que pretende dar un cierre seguro al proyecto minero, respetando las exigencias medioambientales correspondientes a la etapa de abandono de la faena.

AGRADECIMIENTOS

A Mamá y Papá, porque sin ustedes no sería quien soy.

A mis hermanos, por existir y por hacer el esfuerzo.

A mis abuelos, por ser tan diferentes y admirables.

A mis primos, por las risas contagiosas.

A mis tíos, por habernos hecho crecer unidos.

A mi familia entera, por ser tan apañadora en los momentos malos y buenos.

A las niñas: Ángeles, Ceci, Cristina, Dani, Gabi, Gaby, Javi y Majo, por todos los momentos compartidos desde el principio, carretes, viajes y muchas noches enteras de estudio.

A los niños: Daniel, Pedro, Tadashi y Tomás, por la capacidad de reírse a carcajadas de sí mismos y del mundo.

A las niñas hidráulicas: Amparo, Cami, Caro, Fabi y Gabi por todas esas intensas juntas de chicas.

A la gente del tercer piso: Carlos, Cami, Cata, Cristián, Jessica, tía Gabi y todos los demás, por los coffee breaks, y por el ambiente de apoyo que crean, que nos permite a todos alcanzar el objetivo tarde o temprano.

A las niñas del volei: Cami, Carito, Claudia, Eileen, Javi B., Javi K., Lili, Marce, Nicole, Pili y las mechonas, porque es más que una pasión, y porque es mucho más que un equipo.

A los amigos LAF: Adel, Alonso, André B., André C., Felipe, Fran, Java, Jorge, Matías, Pato, Tito, porque son muchos años y la amistad sigue creciendo.

A mis Profes, en especial a Carlos Espinoza, por no haber perdido la paciencia cuando yo había perdido la motivación.

A Manacho, por tu incondicionalidad.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	6
2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	8
2.1 ASPECTOS GENERALES	8
2.2 BOMBEO Y TRATAMIENTO (PUMP & TREAT)	9
2.2.1 BOMBEO Y TRATAMIENTO CONVENCIONAL	10
2.2.2 BOMBEO Y TRATAMIENTO MEJORADO: BOMBEO PULSADO	16
2.2.3 MARCO LEGAL	19
2.3 OTRAS ALTERNATIVAS DISPONIBLES	23
2.3.1 BIORREMEDIACIÓN IN SITU	23
2.3.2 BARRERAS REACTIVAS PERMEABLES	25
3. EXPERIENCIA INTERNACIONAL EN REMOCIÓN DE METALES MEDIANTE BOMBEO Y TRATAMIENTO	30
3.1 UNITED CHROME SUPERFUND SITE, OREGON	30
3.2 KING OF PRUSSIA TECHNICAL CORPORATION SUPERFUND SITE, NEW JERSEY	34
4. CARACTERIZACIÓN DEL SISTEMA QUEBRADA BLANCA/CHOJA	38
4.1 ANTECEDENTES GENERALES	38
4.2 DETECCIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE LA ALTERACIÓN HIDROQUÍMICA	41
4.2.1 CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA	42
4.2.2 CONTENIDO DE SULFATO	45
4.2.3 PH	47
4.3 ESTUDIOS REALIZADOS Y ACCIONES EMPRENDIDAS	49
5. MODELACIÓN DEL SISTEMA QUEBRADA BLANCA/CHOJA	55
5.1 MODELO CONCEPTUAL	55
5.2 MODELO MATEMÁTICO	59
5.3 MEJORAS PROPUESTAS	66
6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	70
6.1 CONCLUSIONES	70
6.2 RECOMENDACIONES	72

REFERENCIAS	74
ANEXO A: EVOLUCIÓN DEL SISTEMA QUEBRADA BLANCA/CHOJA	79
1. INFORMACIÓN DE SENSORES	79
2. INFORMACIÓN DE MUESTREOS	82
3. COMENTARIOS	87

1. INTRODUCCIÓN

Las aguas subterráneas son un recurso vital para cientos de millones de personas en el mundo. En países como Austria, Dinamarca y Hungría, las aguas subterráneas aportan más del 95% a la producción total de agua potable (OMS, 2006). En Chile, este valor alcanza 42,1%, y en las Regiones de Tarapacá y Atacama corresponde al 100% (SISS, 2007). Dicho recurso también constituye, en muchos casos, la única fuente de agua que permite el desarrollo económico de sectores como la minería y la agricultura. Por ello, resulta imperativo proteger y recuperar dicho recurso con el fin de asegurar su disponibilidad a las futuras generaciones.

Diferentes actividades generan desechos que pueden perjudicar el medio ambiente y, en ocasiones, la salud de la población. Una fuente de contaminación puede clasificarse como “puntual” o “no puntual”, en alusión a su extensión física, y como “continua” o “no continua” dependiendo de su duración temporal. Un relleno sanitario, por ejemplo, puede constituir una fuente de contaminación de aguas subterráneas puntual y continua.

Si bien las aguas subterráneas se consideran menos vulnerables que las superficiales a la contaminación, en general su remediación es más complicada. Esto se debe, entre otras razones, a que su tasa de renovación es muy inferior a la de las aguas superficiales. Además, al tratarse de un problema no siempre visible, en muchos casos es difícil de detectar (Chapelle, 2007). Ello significa que puede transcurrir un largo período de tiempo entre que se inicia u ocurre la contaminación y se llevan a cabo acciones al respecto, agravando aún más la situación. Sin embargo, existen diferentes formas de abordar el problema. En este trabajo se especificarán los elementos que permiten escoger la solución más apropiada para cada caso.

A partir de una fuente puntual de contaminación de aguas subterráneas se genera una pluma, es decir, un sector limitado donde el agua presenta características diferentes del medio que lo rodea. En estos casos, una de las prácticas más comúnmente utilizadas para

remediar el acuífero y/o contener la pluma contaminante se denomina Bombeo y Tratamiento, o “Pump & Treat” (EPA, 1990). Consiste en extraer agua del acuífero alterado mediante pozos de bombeo, tratar ésta en plantas concebidas para ello, y eventualmente reinyectar al subsuelo el efluente tratado. Este método resulta especialmente eficiente cuando el elemento que se desea remover se encuentra disuelto, ya que no quedan residuos en el suelo.

El presente trabajo abordará el Bombeo y Tratamiento utilizado con el objetivo específico de remover metales de acuíferos afectados. En primer lugar, se especificará en qué consiste esta técnica y los casos en que es recomendable su uso. Se detallarán las estrategias con las que se puede implementar, y sus ventajas y desventajas, comparándola con otras alternativas existentes. También se discutirá el marco legal vigente, tanto en lo que respecta las normativas ambientales como a los derechos de agua necesarios. Luego, se presentarán dos ejemplos en los que se ha utilizado exitosamente esta tecnología en acuíferos contaminados por metales pesados.

Se estudiará el caso de una compañía minera ubicada en la Región de Tarapacá, donde la lixiviación in situ de minerales de baja ley ha provocando un cambio en la calidad de las aguas subterráneas, aguas abajo del proyecto. Este problema se está abordando actualmente mediante la implementación de un sistema de Bombeo y Tratamiento. Se llevará a cabo una caracterización del sitio en forma completa, y desarrollará un modelo matemático que reproduzca la situación. A partir de él y de la información recopilada en terreno, se evaluará la eficiencia del sistema y la posibilidad de introducir cambios que optimicen la solución.

Por último, se presentarán los comentarios, conclusiones y recomendaciones finales del trabajo.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

El presente capítulo se presenta brevemente la problemática de la contaminación de acuíferos por metales y drenajes ácidos mineros (AMD). Se describirá el Bombeo y Tratamiento como alternativa para la limpieza y/o contención de una pluma contaminante, incluyendo los aspectos legales a tener en consideración para su implementación de acuerdo con la normativa chilena vigente. Por último, se presentarán otras alternativas tecnológicas disponibles para la remediación de acuíferos contaminados, comparándolas con el Bombeo y Tratamiento.

2.1 Aspectos Generales

Las fuentes de contaminación de aguas subterráneas son muy diversas. Algunos ejemplos son los derrames accidentales, rellenos sanitarios, estanques de almacenamiento enterrados, tuberías, y aplicación de pesticidas, entre muchos otros. Los principales contaminantes corresponden a hidrocarburos derivados del petróleo, compuestos organoclorados, además de algunos metales pesados y compuestos orgánicos (Bedient et al., 1999).

Los compuestos inorgánicos pueden encontrarse en aguas subterráneas, ya sea debido a la presencia de una fuente de origen antropogénica o bien por causas naturales. La presencia de altas concentraciones de metales se asocia principalmente con actividades mineras y metalúrgicas. Tanto las minas a cielo abierto como las subterráneas pueden constituir potenciales fuentes de contaminación, ya sea en su etapa de explotación o de abandono, debido al contacto de las aguas con minerales y residuos, pudiendo generar AMD (Younger et al., 2002). Los metales más problemáticos en las aguas subterráneas son arsénico, cadmio, cromo, plomo, zinc y mercurio. Son altamente tóxicos y su movilidad es mayor en aguas de pH bajo (Bedient et al., 2002).

El movimiento de una pluma de contaminantes en un medio poroso está controlado principalmente por advección y, en menor medida, por dispersión hidrodinámica. La advección es función del gradiente hidráulico por la conductividad hidráulica dividido por la porosidad. La dispersión hidrodinámica es el efecto combinado de dispersión mecánica y difusión molecular. La advección provoca el movimiento de la pluma en el sentido y magnitud del flujo subterráneo, mientras que la dispersión incrementa el tamaño de la pluma y disminuye sus máximas concentraciones.

Si los contaminantes son reactivos, se debe considerar además procesos como la adsorción, desorción y las reacciones químicas que pueden ocurrir en el acuífero. Ellos controlan la tasa de migración y la distribución de concentraciones. Gracias a sus efectos, la pluma de un contaminante reactivo se expande más lentamente y con concentraciones menores que en el caso equivalente de un contaminante no reactivo (EPA, 1990).

Las tecnologías para la limpieza de aguas subterráneas y suelos contaminados por metales pueden actuar de dos maneras diferentes: inmovilizando los contaminantes en el acuífero para evitar su migración o bien movilizándolos para su extracción y tratamiento en superficie (NRC, 1999).

2.2 Bombeo y Tratamiento (Pump & Treat)

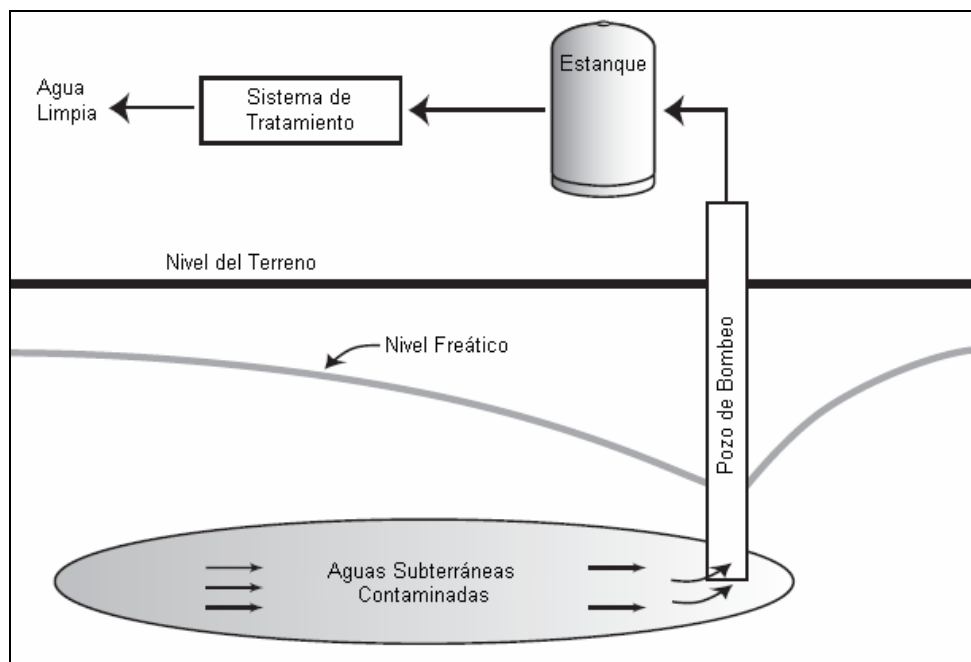
El Bombeo y Tratamiento es un sistema que ha sido muy utilizado en las últimas décadas (EPA, 1990). Si bien ha sido fuertemente cuestionado (NRC, 1994 y 1999) por razones que se detallan más adelante, esta tecnología sigue utilizándose ampliamente. El Bombeo y Tratamiento puede subdividirse en dos grandes categorías: convencional y mejorado.

2.2.1 Bombeo y Tratamiento Convencional

El Bombeo y Tratamiento es una tecnología muy utilizada para contener y/o remediar alteraciones en aguas subterráneas. El Bombeo y Tratamiento Convencional consiste en extraer aguas contaminadas mediante el uso de uno o varios pozos de extracción, y posteriormente tratarlas en la superficie, con tecnologías adecuadas al tipo de contaminantes presentes (EPA, 1997). Las aguas tratadas pueden luego ser reinyectadas al subsuelo. Su uso es apropiado en casos donde los elementos contaminantes se encuentran disueltos, pues en ellos no quedarán residuos en el suelo si se bombea la totalidad de aguas alteradas.

La Figura 2.1 presenta un esquema conceptual de un sistema típico de Bombeo y Tratamiento.

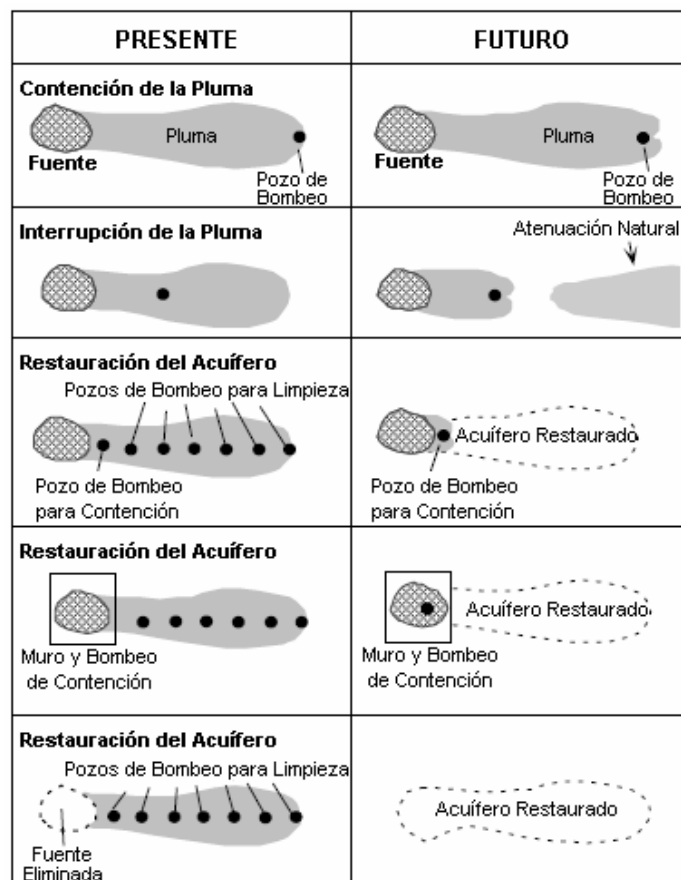
Figura 2.1
Bombeo y Tratamiento



Fuente: EPA 542-F-01-025

Un sistema de Bombeo y Tratamiento se diseña en función del objetivo que se busca alcanzar. Éste puede ser la restauración total del acuífero, la contención hidráulica de la pluma contaminante, o bien una combinación de ambos (EPA, 1990). Las diferencias en el diseño y en la operación del sistema son de consideración, puesto que si se pretende remediar el acuífero, es preciso remover completamente la fuente contaminante, y bombear caudales relativamente altos para tratar las aguas subterráneas contaminadas en un lapso de tiempo limitado. Cuando se busca contener la pluma, se bombea permanentemente el caudal mínimo necesario para evitar la migración de contaminantes en el sentido del flujo subterráneo local (EPA, 1997). La Figura 2.2 muestra diferentes estrategias de bombeo, según el objetivo de la remediación.

Figura 2.2
Estrategias de Bombeo y Tratamiento



Fuente: EPA/540/S-97/504

El éxito del Bombeo y Tratamiento depende principalmente de dos factores: las características hidrogeológicas del acuífero y el tipo de contaminantes presentes (EPA, 1990).

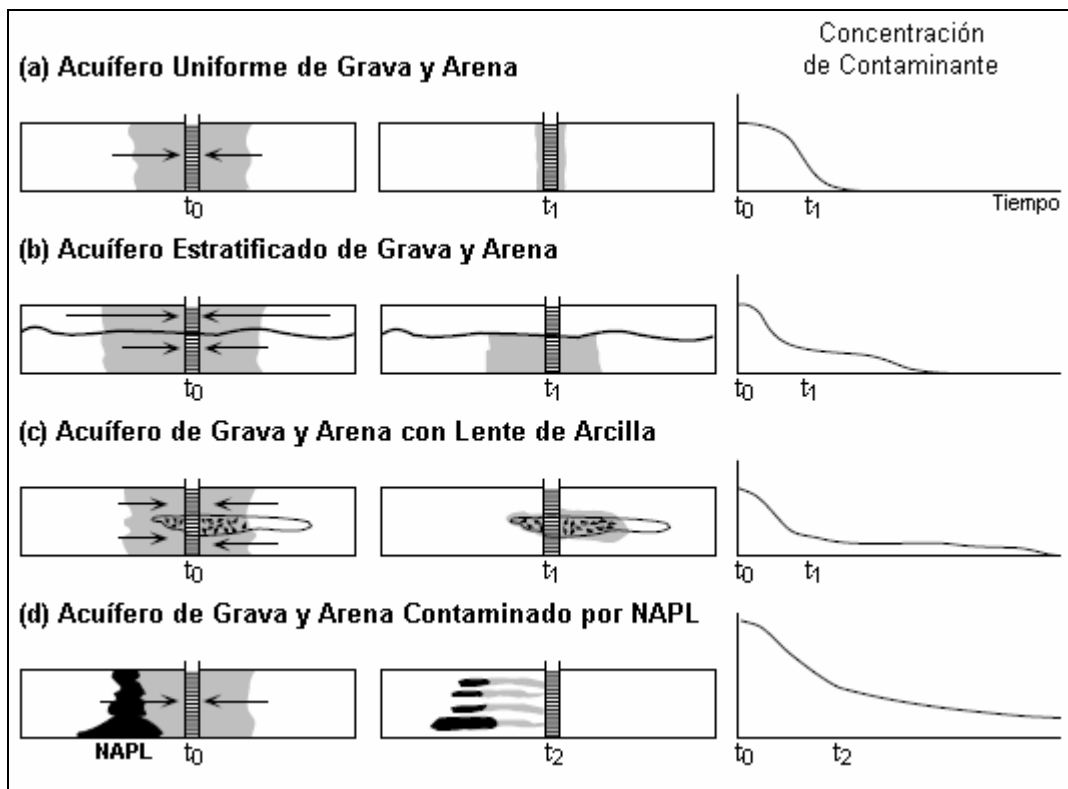
Las propiedades hidrogeológicas del sistema que merman el éxito del Bombeo y Tratamiento son dos: heterogeneidad del acuífero y la presencia de roca fracturada. El Committee on Ground Water Cleanup Alternatives de la National Academy of Sciences de los Estados Unidos define un acuífero heterogéneo como un acuífero cuya capacidad de transmitir agua varía lateral y/o verticalmente. El contaminante viaja preferentemente por las zonas de mayor permeabilidad, a una velocidad mayor que la que se observaría basándose en la conductividad promedio del acuífero (EPA, 1995). Un acuífero de arena con lentes de arcilla es un ejemplo de acuífero heterogéneo. En este tipo de acuíferos, los contaminantes viajan preferentemente a través de las zonas de mayor conductividad, mientras, por difusión, migran hacia las zonas de permeabilidad menor. Una vez eliminada el agua contaminada desde las zonas de mayor conductividad hidráulica, el contaminante vuelve a moverse por difusión, pero esta vez en sentido inverso, desde los depósitos de menor conductividad hacia el agua limpia (EPA, 1997). Es decir, las zonas de baja permeabilidad se transforman en una fuente de contaminación muy difícil de eliminar. Asimismo, las fracturas de las rocas pueden almacenar importantes cantidades de contaminantes, que difícilmente serán extraídas mediante bombeo (NRC, 1994).

Por otra parte, contaminantes que tienden a precipitar o a adsorberse en el suelo perjudican el proceso de limpieza, pues retornan al agua (por disolución o desorción) una vez que ésta ha mejorado su calidad, en busca de un nuevo equilibrio químico, extendiendo el proceso de limpieza significativamente (EPA, 1997). Los contaminantes líquidos en fase no acuosa (NAPL) también perjudican el Bombeo y Tratamiento, pues se disuelven muy lentamente en el agua. Puede requerirse combinar Bombeo y Tratamiento con alguna otra tecnología (NRC, 1994).

La Figura 2.3 ilustra el resultado obtenido al aplicar bombeo y tratamiento en diferentes acuíferos (EPA, 1997). La sección (a) grafica las condiciones ideales de funcionamiento, en un acuífero uniforme de alta permeabilidad, contaminado por elementos disueltos. La figura (b) indica la situación que se produce cuando existen estratos de conductividades diferentes. Se observa que el estrato superior logra limpiarse más rápidamente, debido a su mayor conductividad hidráulica. La situación (c) ilustra un acuífero con un lente de arcilla cuya limpieza ocurre más lentamente. Finalmente, la sección (d) muestra el problema que representan los contaminantes líquidos en fase no acuosa, que se disuelven muy lentamente, transformándose en una fuente de contaminación durante un período de tiempo mayor.

Figura 2.3

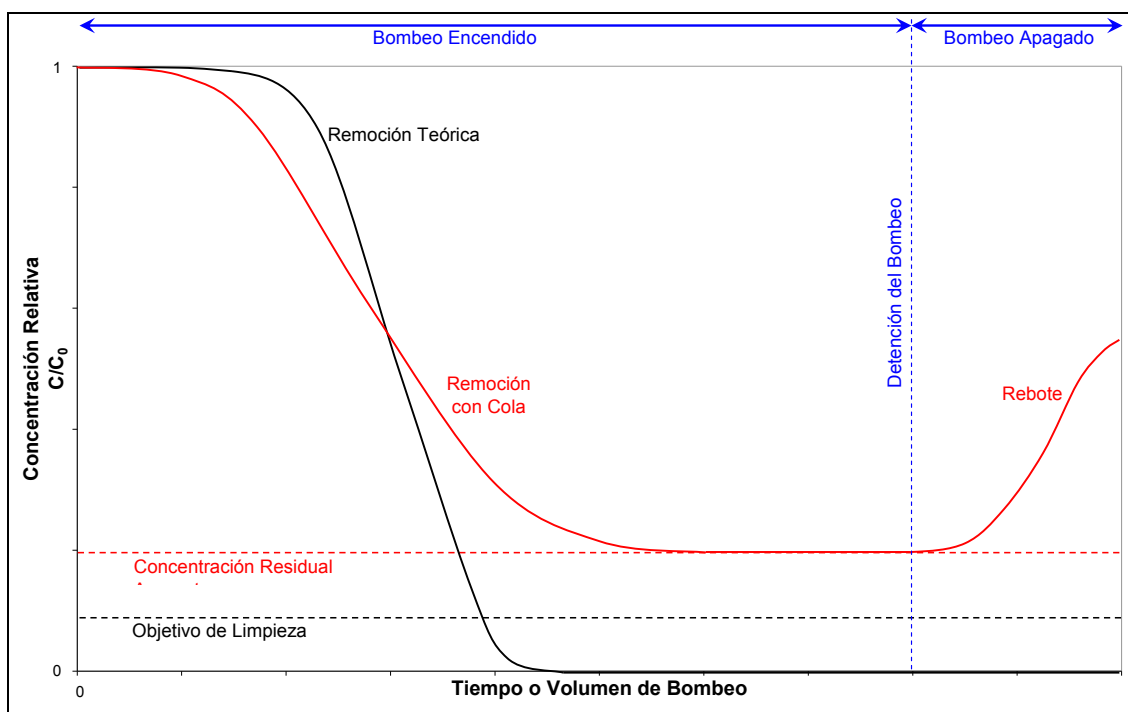
Influencia de diferentes factores en la eficiencia del sistema



Fuente: EPA/540/S-97/504

Existen dos fenómenos asociados a la existencia de las condiciones adversas ya mencionadas, conocidas como “Tailing and Rebound”. Tailing, o cola, hace referencia a la paulatina disminución de la tasa de remoción de contaminantes, mientras que “rebound”, o rebote, es el aumento de la concentración de contaminante una vez que se detiene el bombeo (EPA, 1994), tal como se ilustra en la Figura 2.4.

Figura 2.4
Fenómenos de Cola y Rebote (“Tailing and Rebound”)



Fuente: EPA/600/R-94/123

Como se observa en la Figura 2.4, es posible alcanzar una concentración de contaminante constante no nula, luego de un tiempo de bombeo determinado. Ello no significa que no se continúe progresando hacia la descontaminación del sitio, sino que se extraen contaminantes a una tasa menor, lo que evidencia la existencia de contaminantes precipitados o adsorbidos al suelo, y/o la presencia de zonas de baja permeabilidad. Ello se

corroborar con el fenómeno de Rebote: si se detiene el bombeo, por difusión, disolución o desorción la concentración de contaminante aumenta (EPA, 1997).

De todo lo anterior es posible inferir que, en el caso de contaminantes no degradables, mientras más rápido se reaccione frente a un evento que contamine aguas subterráneas, mayores son las probabilidades de alcanzar su limpieza en un período de tiempo relativamente corto. Ello porque las aguas contaminadas no migrarían a zonas lejanas y porque no alcanzarían a contaminar las zonas de menor permeabilidad.

En algunos países, como Estados Unidos, se suele utilizar como objetivo de limpieza los estándares de calidad del agua potable (EPA, 1997). El Bombeo y Tratamiento ha sido muy cuestionado como sistema de remediación debido a que en muchos sitios resulta extremadamente difícil, o incluso imposible, alcanzar dichos objetivos de limpieza en un lapso de tiempo razonable, por ejemplo, en menos de diez años (EPA, 1989).

Por otra parte, el bombeo se traduce a lo largo de los años en altos costos de operación y mantenimiento (Mercer, 1994). Ello, sumado a los costos del sistema de tratamiento utilizado en superficie, transforma el Bombeo y Tratamiento en una alternativa poco atractiva en cuanto a su relación costo-beneficio. Un estudio de la EPA publicado el año 2001, en el que se consideraron 79 sitios que utilizan Bombeo y Tratamiento, señala que en promedio, el costo anual por concepto de operación y mantenimiento alcanza los USD 570.000.

Sin embargo, existen medidas que pueden adoptarse para mejorar la eficiencia de estos sistemas. En algunos casos se combina el Bombeo y Tratamiento con otros sistemas de remediación, o bien se adoptan ciertas medidas operacionales destinadas a disminuir sus costos (EPA, 1997). Todas estas acciones se agrupan bajo el nombre de Bombeo y Tratamiento Mejorado.

2.2.2 Bombeo y Tratamiento Mejorado: Bombeo Pulsado

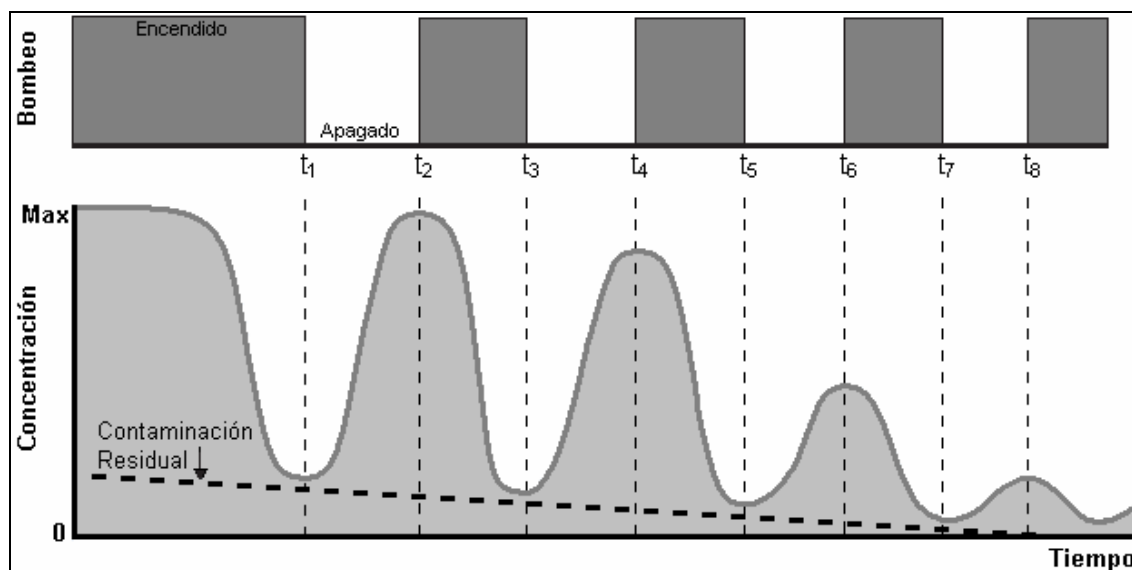
Existen diferentes mecanismos para mejorar la eficiencia del Bombeo y Tratamiento como sistema de remediación. Su elección depende principalmente del tipo de contaminantes presentes. Por ejemplo, frente a contaminantes volátiles, es muy común utilizar un sistema denominado “air sparging”, que consiste en inyectar aire bajo el nivel freático para volatilizar contaminantes y para estimular la biorremediación (NRC, 1994).

Otra mejora posible es una estrategia de operación de los pozos de extracción, conocida como “bombeo pulsado”, que consiste en alternar períodos de bombeo con fases de descanso o recuperación (EPA, 1990). La Figura 2.5 presenta un esquema conceptual de esta modificación. Se utiliza principalmente cuando los contaminantes presentan tendencias a precipitar, a sorber en el suelo, o bien cuando existen heterogeneidades en el acuífero.

Durante las etapas de bombeo, es frecuente observar una rápida caída de las concentraciones de contaminantes debido a la captura de aguas limpias provenientes de sectores alejados. Por el contrario, durante las etapas de descanso, las concentraciones aumentan debido a los procesos de desorción, disolución y difusión que experimentan los contaminantes frente a gradientes de concentraciones. Por lo tanto, cada vez que se reanuda el bombeo se extraen concentraciones mayores que las obtenidas al final de la etapa de bombeo anterior (EPA, 1995).

Figura 2.5

Conceptualización de Bombeo Pulsado



Fuente: EPA/625/R-95/005

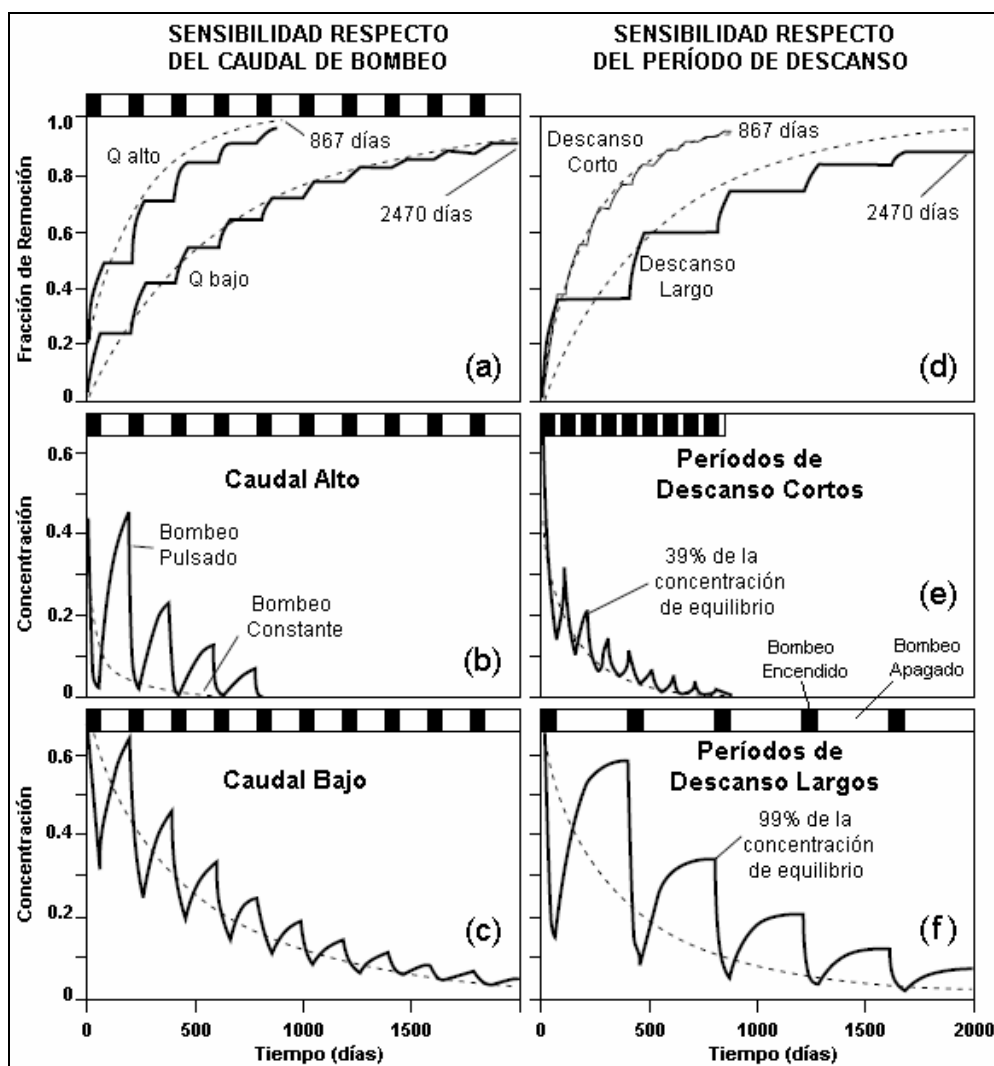
Uno de los estudios realizados para comparar la eficiencia del bombeo pulsado versus el bombeo continuo fue llevado a cabo en la Universidad de Standford (Harvey et al., 1994). El principal objetivo de dicho estudio fue investigar las reacciones de un sistema contaminado sujeto a transferencias de masa de primer orden. El acuífero no presenta flujo regional. Durante el bombeo, las concentraciones se modelaron mediante una función de Green en un dominio de Laplace, mientras que para los períodos de descanso se utilizó una solución analítica. El modelo fue utilizado, en primer lugar, para estimar coeficientes de transferencia de masa entre las fases móvil e inmóvil a partir de datos empíricos. Luego, se simularon diferentes situaciones, buscando, por ejemplo, los efectos de modificar parámetros de diseño tales como el caudal de bombeo y la duración de los períodos de descanso.

La Figura 2.6 resume algunos de los resultados del estudio mencionado. Como se puede observar en el gráfico (a), al extraer un caudal mayor se obtienen mejores resultados en cuanto al tiempo en que se alcanza la remoción total de masa contaminante. Ello se ve

reflejado también en los gráficos (b) y (c), donde es posible comparar las concentraciones relativas C/C_0 de contaminante en función del tiempo, para un caudal pequeño y otro mayor. En el gráfico (d) se observa que al aplicar períodos de descanso cortos la remoción de contaminantes es más rápida que si se detiene el bombeo durante períodos de tiempo mayores. Por último, en los gráficos (e) y (f) se comparan las concentraciones relativas en función el tiempo, para dos diferentes duraciones del período de descanso.

Figura 2.6

Resumen de Bombeo Pulsado



Modificado de Harvey et al. (1994)

Otros estudios han sido llevados a cabo a fin de verificar el supuesto de que el bombeo pulsado mejoraría la eficiencia del Bombeo y Tratamiento (Aksoy, 2004 y Tenney, 2007). Al respecto, las principales conclusiones han sido las siguientes:

- Para un mismo volumen de agua bombeada, la masa de contaminante extraída al usar bombeo pulsado no es superior que la extraída mediante bombeo continuo.
- Si el período de descanso es muy largo, el bombeo pulsado removerá una cantidad significativamente menor de masa contaminante que el bombeo continuo, a una misma tasa de bombeo promedio. Esto se debe a que los procesos de desorción, difusión y dilución tienen relación directa con el gradiente de concentración, el cual disminuye paulatinamente en el tiempo.
- Si se bombea un mismo caudal, el bombeo pulsado tardará más en alcanzar los objetivos de limpieza, pero requerirá un tiempo de bombeo neto considerablemente menor.
- El bombeo pulsado puede ser atractivo desde un punto de vista económico, pues en algunos sitios permite disminuir tiempos de bombeo, volumen de agua bombeada y costos asociados al tratamiento ex situ de las aguas contaminadas.

La aplicación de bombeo pulsado debe ser evaluada caso a caso. Su uso debe ser cuidadoso, pues se deben evitar fugas de contaminantes hacia aguas abajo durante los períodos de descanso, si el acuífero presenta un flujo local. Resulta importante por lo tanto contar con uno o varios pozos de monitoreo aguas abajo, que permitan detectar cualquier aumento de la concentración de contaminantes en forma oportuna (EPA, 1997).

2.2.3 Marco Legal

Al aplicar Bombeo y Tratamiento en un sitio contaminado, se debe tener en consideración la normativa vigente, que se detalla a continuación.

La Ley de Bases del Medio Ambiente, publicada en el Diario Oficial en marzo de 1994, establece que todo el que culposa o dolosamente cause daño ambiental deberá responder del mismo. Por daño ambiental se entiende toda pérdida, disminución, detrimento o menoscabo significativo inferido al medio ambiente o a sus componentes.

Dicha ley establece el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA), al que deben atenerse todos los proyectos o actividades señaladas en el Artículo 10°. El titular del proyecto deberá presentar un Estudio de Impacto Ambiental (EIA) si genera o presenta a lo menos uno de los efectos citados en el Artículo 11°, entre los que aparecen los efectos adversos significativos sobre recursos naturales renovables, incluidos el suelo, agua y aire. De lo contrario, bastará con presentar una Declaración de Impacto Ambiental (DIA). En ambos casos la autoridad ambiental competente autorizará o rechazará el proyecto, pudiendo solicitar mayores antecedentes antes de emitir su resolución, si lo considera necesario. Los proyectos que no aparecen listados en el artículo 10° no ingresan al sistema, aunque pueden hacerlo en forma voluntaria si el titular lo estima conveniente.

Un EIA requiere contener, como mínimo, las siguientes materias:

- Una descripción del proyecto o actividad,
- La línea de base,
- Una descripción de aquellos efectos, características o circunstancias del artículo 11° que dan origen a la necesidad de efectuar un EIA,
- Una predicción y evaluación del impacto ambiental del proyecto o actividad, incluidas las eventuales situaciones de riesgo,
- Las medidas que se adoptarán para eliminar o minimizar los efectos adversos del proyecto o actividad y las de reparación que se realizarán, cuando ello sea procedente,
- Un plan de seguimiento de las variables ambientales relevantes que dan origen al EIA y
- Un plan de cumplimiento de la legislación ambiental aplicable.

La importancia de la línea de base radica en que ella describe de manera detallada el área de influencia de un proyecto en forma previa a su ejecución. Ello permite detectar eventuales alteraciones provocadas por el proyecto y definir objetivos apropiados para la reparación o mitigación del daño.

Los proyectos que no requieren la elaboración de un EIA y que al llevarse a cabo generan un daño no previsto al medio ambiente son más difíciles de abordar. Ello se debe principalmente a dos razones. La primera es que no siempre es posible demostrar que el problema ha sido efectivamente provocado por el proyecto. La segunda razón es que al no contar con información acerca de la situación anterior al proyecto (línea de base), no es simple determinar objetivos de limpieza adecuados, corriéndose el riesgo de subestimar el problema y, por lo tanto, de no exigir una remediación lo suficientemente exhaustiva, o por el contrario, de fijar objetivos de limpieza superiores a la calidad natural del sector, generando altos costos para el titular del proyecto, quien no lograría alcanzar esas metas.

En Chile no existen antecedentes generales acerca de la calidad natural de las aguas subterráneas, aunque existe un concepto denominado Vulnerabilidad de Acuíferos, y su respectivo manual de aplicación. Un acuífero puede ser clasificado como altamente vulnerable, medianamente vulnerable o de baja vulnerabilidad. Este concepto se aplica en lo que respecta la Norma de Emisión de Residuos Líquidos a Aguas Subterráneas (D.S. N°46, 2002). El Decreto Supremo N°46 no es aplicable a casos como el estudiado en los Capítulos 4 y 5, ya que no se trata de una emisión planificada y controlada, sino que de un efecto no esperado de un proyecto.

Cuando se produce la contaminación de un acuífero en un proyecto sin EIA, se cae en una situación compleja pues no están establecidas las acciones a seguir. El titular del proyecto es responsable, y por lo tanto debe responder del daño causado.

Un requisito fundamental al implementar un sistema de Bombeo y Tratamiento como alternativa de limpieza es contar con los derechos de aprovechamiento de aguas

correspondientes, según lo establecido por el Código de Aguas. Ellos deberán ser solicitados a la Dirección General de Aguas (DGA), o bien deberán ser adquiridos (o arrendados) a sus dueños respectivos.

El titular podría solicitar, si lo prefiere, derechos no consuntivos, según lo que establecen los Artículos 14 y 15 del Código de Aguas:

“Artículo N°14: Derecho de aprovechamiento no consuntivo es aquel que permite emplear el agua sin consumirla y obliga a restituirla en la forma que lo determine el acto de adquisición o de constitución del derecho.

La extracción o restitución de las aguas se hará siempre en forma que no perjudique los derechos de terceros constituidos sobre las mismas aguas, en cuanto a su cantidad, calidad, substancia, oportunidad de uso y demás particularidades.

Artículo N°15: El dominio del derecho de aprovechamiento no consuntivo no implica, salvo convención expresa entre las partes, restricción a la libre disposición de los derechos consuntivos.”

La ventaja de solicitar derechos no consuntivos por sobre los otros radica en que éstos serían más simples de obtener, debido al compromiso que suscribe el titular de restituir las aguas luego de haberlas empleado, sin perjudicar a terceros. Si el uso no consuntivo de las aguas consiste en su tratamiento, se puede considerar que el otorgamiento de dichos derechos representará un beneficio para los terceros involucrados, por cuanto la calidad de sus aguas se verá mejorada. Ello disminuiría la probabilidad de que se presenten oposiciones a la solicitud, y por lo tanto, de que ésta fuese rechazada.

La extracción de aguas (y la implementación de un sistema de Bombeo y Tratamiento) resultaría ilegal si no se cuenta con los derechos de aguas correspondientes. Si no se lograra obtener derechos de aprovechamiento de aguas subterráneas de ningún tipo, se deberá

buscar una alternativa de limpieza de acuíferos diferente, que no requiera extracción de las aguas.

2.3 Otras Alternativas Disponibles

2.3.1 Biorremediación In Situ

Muchos tipos de microorganismos habitan el subsuelo. Su importancia en las aguas subterráneas radica en que consumen materia orgánica (incluyendo contaminantes) y alteran la química del acuífero (NRC, 1994). La existencia de diferentes bacterias, protozoos y hongos en los acuíferos puede ser aprovechada para tratar in situ su contaminación.

La presencia de estos microorganismos en aguas subterráneas limpias depende, en general, de la disponibilidad de carbón orgánico, elemento vital para su crecimiento y reproducción. Por ello, en presencia de contaminantes orgánicos degradables, la población de microorganismos generalmente aumenta (NRC, 1994).

Existen dos grandes tipos de bacterias que actúan en forma diferente en cuanto a la biorremediación: las aeróbicas y anaeróbicas. Las primeras requieren oxígeno para degradar componentes orgánicos, transfiriendo electrones desde la materia orgánica hacia el oxígeno, denominado “receptor de electrones”. En otras palabras, el oxígeno es reducido, mientras la materia orgánica es oxidada. El proceso genera energía para los microorganismos, y transforma la materia orgánica en dióxido de carbono y en nuevas células. Las bacterias anaeróbicas utilizan otras sustancias como receptor de electrones. Por ejemplo, las bacterias sulfato-reductoras utilizan sulfato, convirtiéndolo en H₂S, ácido sulfhídrico (NRC, 1994).

La actividad microbiológica en las aguas subterráneas requiere también la presencia de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, necesarios para la síntesis de nuevas células (NRC, 1994).

En la biorremediación de aguas contaminadas por metales, a diferencia del caso de hidrocarburos y compuestos organoclorados, las bacterias no destruyen el elemento, sino que cambian su forma. Pueden disolver metales para su posterior extracción mediante Bombeo y Tratamiento, o bien precipitarlos para inmovilizarlos y evitar su migración (NRC, 1999).

Las condiciones de la actividad biológica contra metales es principalmente anaeróbica. Existen cuatro mecanismos por los cuales se altera la solubilidad de los metales, que pueden o no darse en forma simultánea (King et al, 1998):

- Reducción enzimática directa del metal
- Alteración bioquímica de las condiciones que inciden en el estado de oxidación del metal
- Producción de metabolitos o de productos descompuestos, capaces de quelar o secuestrar el metal
- Bioacumulación y liberación de metales en otros sectores del subsuelo.

En sitios contaminados por metales, estos mecanismos pueden ser controlados para influenciar el estado de los contaminantes, mediante la estimulación de la actividad microbiológica anaeróbica.

Heterogeneidades en el acuífero nuevamente juegan en contra del éxito del tratamiento, al impedir la inyección controlada de receptores de electrones y de nutrientes. Sin estos elementos, la zona contaminada no logra poblarse de bacterias que efectúen la limpieza buscada (NRC, 1994).

Algunos contaminantes suelen ser tóxicos para ciertos microorganismos a altas concentraciones, impidiendo la biorremediación (NRC, 1994). Por el contrario, se requiere una concentración mínima de contaminante para mantener una población de microorganismos. Es decir, por debajo de este nivel mínimo de contaminación la biorremediación no tendrá lugar (NRC, 1994). Si dicha concentración mínima supera el objetivo de limpieza, otra técnica de limpieza deberá ser implementada.

La biorremediación puede ser utilizada en combinación con otros sistemas de limpieza (NRC, 1993). Por ejemplo, las barreras reactivas permeables descritas a continuación basan su funcionamiento en la acción de bacterias reductoras de sulfato.

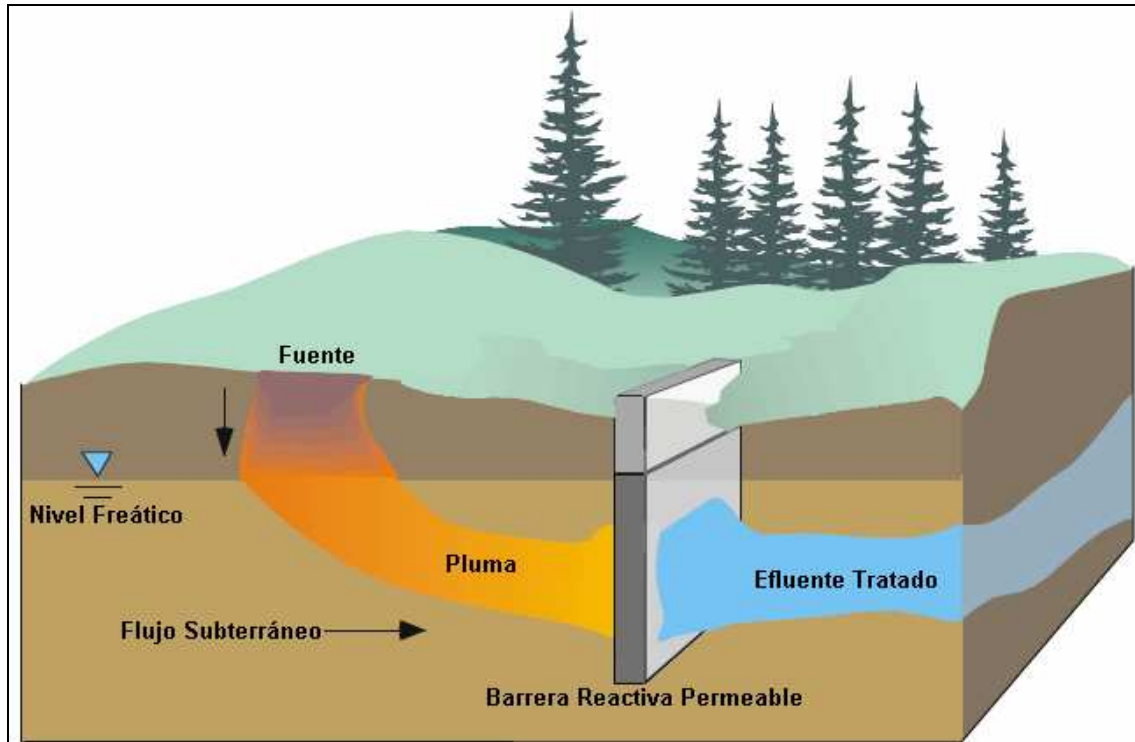
2.3.2 Barreras Reactivas Permeables

Una barrera reactiva permeable (PRB por sus siglas en inglés) es un tratamiento pasivo in situ. Consiste en la instalación de materiales reactivos en el suelo, aprovechando el gradiente hidráulico natural. Los contaminantes del agua reaccionan al pasar por la barrera permeable, formando precipitados, adsorbiéndose al material reactivo o transformándose en elementos ambientalmente inocuos (EPA, 1998). La Figura 2.7 esquematiza el concepto.

El uso de esta técnica se ha incrementado en los últimos años. Se considera más eficiente económicamente que otras tecnologías convencionales ya que prácticamente no requiere ser operada y sus costos de mantención son bajos.

Figura 2.7

Barrera Reactiva Permeable

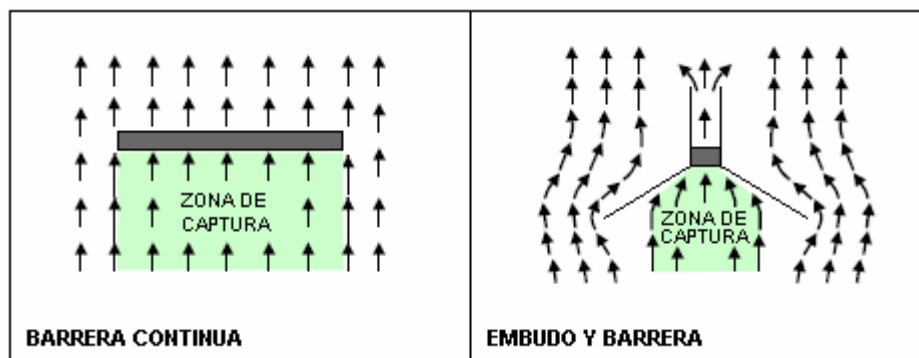


Fuente: EPA/600/R-98/125

Las configuraciones de barreras más utilizadas son conocidas como “barrera continua” y “embudo y barrera”. La primera corresponde a un muro permeable continuo, perpendicular al sentido del flujo, mientras que la segunda consta de muros impermeables que encausan el flujo subterráneo hacia la barrera reactiva (EPA, 1998). Ambas configuraciones aparecen ilustradas en la Figura 2.8.

Figura 2.8

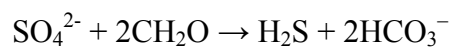
Barreras más utilizadas



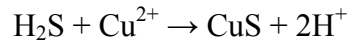
Modificado de Painter, 2005

Diferentes reactivos se utilizan en la barrera, según las características de las aguas a tratar. Puede combinar el uso de procesos físicos, químicos y biológicos. En algunos casos es necesario instalar los reactivos en cámaras o módulos para poder ser reemplazados periódicamente una vez finalizada su vida útil, ya sea por el agotamiento de los reactivos o por la disminución de la permeabilidad de la barrera (NRC, 1994). Ello ocurre por ejemplo, cuando se busca precipitar contaminantes, o cuando se utilizan materiales adsorbentes como el carbón activado (EPA, 1998).

Existen reactivos apropiados para el caso de drenajes ácidos de faenas mineras (AMD Acidic Mine Drainage). La remediación de este escenario debe enfocarse en la remoción de sulfatos y de metales disueltos (Waybrant et al., 1998 y Ludwig et al, 2002). En primer lugar, se debe ajustar el pH mediante la incorporación de piedra caliza (u otro elemento alcalino) en la mezcla reactiva de la barrera. Ello ayudará en el proceso de precipitación de metales y además creará un ambiente favorable para la existencia de bacterias sulfato-reductoras. Estas bacterias pueden transformar sulfato en sulfuro oxidando materia orgánica mientras se reduce el sulfato (Waybrant et al., 1998):



El ácido sulfhídrico producido reacciona a su vez con el metal disuelto (cobre en este caso) formando sulfuros metálicos insolubles (covelina):



Un punto importante acerca del diseño de barreras reactivas permeables es la determinación del tiempo de retención, lo que dependerá de la cinética de las diferentes reacciones en la barrera. El diseño de la barrera determinará el tiempo de retención, al especificar el espesor de la barrera y su permeabilidad. En general se recomienda que la conductividad hidráulica de la barrera sea igual o levemente menor que la del acuífero en que se ubica (EPA, 1998).

Por lo anterior, antes de construir una barrera reactiva permeable, es altamente recomendable realizar pruebas de laboratorio, para verificar la eficiencia de los reactivos escogidos y para determinar el tiempo de retención necesario para la limpieza de la solución contaminada (Painter, 2004).

Las Barreras Reactivas Permeables ofrecen una serie de ventajas respecto de otras tecnologías de remediación (Painter, 2005). Entre ellas destacan las siguientes:

- No extraen aguas subterráneas, por lo que no diezman el caudal existente aguas abajo y no requieren la obtención de derechos de aguas.
- Es confiable y tiene muy bajas probabilidades de fallar, ya que no utiliza equipos mecánicos y requiere mínima mantención y operación. No depende del suministro de energía eléctrica.
- Constituye una barrera física entre aguas contaminadas y tratadas.
- No requiere instalaciones en la superficie, y el impacto sobre el paisaje es mínimo o nulo.
- El monitoreo es sencillo.

Una de las principales limitaciones de las barreras reactivas permeables es que no limpian la zona contaminada en su totalidad. Además, sólo es posible implementarlas en acuíferos libres de pequeña o mediana profundidad (EPA, 1998).

3. EXPERIENCIA INTERNACIONAL EN REMOCIÓN DE METALES MEDIANTE BOMBEO Y TRATAMIENTO

El presente capítulo tiene como objetivo presentar dos casos en los que se ha escogido Bombeo y Tratamiento como tecnología de remediación de acuíferos contaminados. Si bien en ninguno de los casos que se revisan a continuación se considera que el proceso de limpieza ha sido completado, en ambos se ha logrado un considerable avance, demostrando que el Bombeo y Tratamiento puede considerarse una alternativa efectiva.

Una revisión de numerosos casos permitió escoger los que se presentan aquí. El criterio de selección fue la utilización de un sistema de Bombeo y Tratamiento Convencional en un acuífero contaminado por metales, pues son características coincidentes con la situación que se estudiará a partir del Capítulo 4. Ello permitirá comparar las acciones llevadas a cabo en cada uno de los sitios, y aplicar las lecciones aprendidas para optimizar el sistema en desarrollo.

3.1 United Chrome Superfund Site, Corvallis, Oregon¹

United Chrome Products fue una industria que manufacturaba y reparaba piezas cromadas entre 1956 y 1985. Durante casi tres décadas, el manejo inadecuado de los residuos industriales líquidos de la planta provocó la contaminación de aguas subterráneas, suelo y aguas superficiales con cromo hexavalente. La EPA (Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos) llevó a cabo una investigación en 1983, descubriendo el problema. La Figura 3.1 presenta una vista aérea del sector.

El subsuelo del sector se compone de dos acuíferos separados por un acuitardo de arcilla y limo. El acuífero superior está compuesto principalmente por limos, y es la zona que resultó

¹ EPA ID: ORD009043001

más afectada por la contaminación. El acuífero más profundo es de grava y arena, y provee de agua al aeropuerto de Corvallis y a industrias y residencias cercanas.

En el acuífero más superficial se detectaron concentraciones de hasta 19.000 mg/L de cromo hexavalente antes del inicio de la remediación, mientras que en el acuífero inferior se encontró una concentración máxima de 223 mg/L del elemento.

La alternativa que se escogió como respuesta al problema de la contaminación en el sitio corresponde al bombeo de las aguas contaminadas de ambos acuíferos, tratamiento, y posterior disposición en un curso superficial. Se utilizarían aproximadamente 15 pozos de bombeo para el acuífero libre y cinco para el acuífero confinado. Se proyectó además la excavación y el lavado de suelos contaminados en el área correspondiente a la fuente.

Figura 3.1

United Chrome Superfund Site



Fuente: USEPA (2003)

Dado que el acuífero confinado era utilizado como fuente de agua potable, se estableció como objetivo de limpieza una concentración de 0,05 mg/L de cromo. Este valor fue modificado en 1992 a 0,1 mg/L pues se actualizó la normativa de calidad de agua potable. En el acuífero superficial, en tanto, se buscaría alcanzar concentraciones de 10 mg/L de

cromo, ya que no era considerado una fuente de agua potable. Además, dadas las concentraciones iniciales presentes, alcanzar estándares de calidad de agua potable habría resultado técnica o económicamente imposible. Por otra parte, se exigió que el sistema fuera capaz de contener hidráulicamente la pluma contaminante.

La inversión inicial del sistema de remediación superaría el USD\$ 1,5 millón. El costo por concepto de operación y mantención se estimó en USD\$ 261.000 anual.

La remediación del acuífero superior comenzó en 1988, mientras que la limpieza del acuífero confinado se inició en 1991. Las aguas subterráneas extraídas fueron tratadas, reduciendo el cromo hexavalente soluble (Cr^{6+}) a cromo trivalente (Cr^{3+}) insoluble.

A medida que se avanzaba en el proceso de remediación, se introdujeron algunos cambios al sistema a fin de mejorar su rendimiento. Por ejemplo, se decidió perforar pozos de bombeo adicionales en ambos acuíferos (14 en el acuífero superficial y 7 en el acuífero más profundo). Además, se decidió crear un sistema de inyección de agua limpia, para acelerar el proceso de limpieza.

El informe de la primera revisión del sistema, completada el año 1992, estableció que la operación se estaba desarrollando con normalidad, y que la pluma estaba siendo efectivamente contenida. Los estándares de limpieza no habían sido alcanzados, y si bien en algunos pozos se esperaba obtener la concentración objetivo dentro de los dos años siguientes, en otros pozos podrían requerirse varios años más.

La siguiente revisión, publicada en 1998, declara que en 15 pozos de bombeo del acuífero superficial se alcanzó la meta de 10 mg/L de cromo. Dichos pozos dejaron de operar con autorización de la EPA. La concentración promedio de cromo en el agua extraída cayó desde aproximadamente 1.923 mg/L en agosto de 1988 hasta 16 mg/L en enero de 1998. El monitoreo en los pozos apagados confirmaba que las aguas subterráneas de sus sectores respectivos permanecían limpias. Los pozos que continuaban operando (pues en ellos no se

había alcanzado el objetivo de limpieza) mostraban un decaimiento progresivo de sus niveles de cromo, encontrándose la concentración máxima cerca de 50 mg/L. Hasta esa fecha se habían removido más de 14 toneladas de cromo desde 100.000 m³ de agua extraída.

En el acuífero confinado, en tanto, se habían removido 44 Kg de cromo desde los 160.000 m³ de agua que habían sido bombeados hasta esa fecha. El objetivo de limpieza (0,1 mg/L de cromo) había sido alcanzado en 6 pozos de bombeo y en todos los pozos de monitoreo. En los pozos restantes, las concentraciones se acercaban a 0,15 mg/L. Se sospechaba que el acuífero superior continuaba contaminando el inferior, a través del acuitardo que los separa.

El año 2000, nuevos análisis revelaron la existencia de dos puntos con altas concentraciones de cromo, por lo que se decidió remover más de 2000 toneladas de suelo, que fueron trasladadas y tratadas como residuos peligrosos.

El informe siguiente, publicado el año 2003, confirma el progreso del proceso de limpieza. El tamaño de la pluma disminuyó desde 6.470 m² a 231 m² en el acuífero superior. La concentración objetivo se alcanzó en todos los pozos excepto dos, en los que se observaron concentraciones de 12 y 15 mg/L.

La concentración promedio del acuífero inferior disminuyó desde 1,9 mg/L de cromo en agosto de 1991 a 0,35 mg/L en diciembre de 2002. Lamentablemente, las concentraciones de cromo en algunos pozos comenzaron a elevarse nuevamente a partir de enero de 1997, alcanzando 0,61 mg/L en enero de 2001. Por ello, se consideró encender las bombas de los pozos que habían dejado de operar en el período anterior.

A pesar de lo anterior, la EPA consideró que la remediación de este sitio calificaba como altamente exitosa. La siguiente revisión debió ser completada en marzo de 2008, sin embargo hasta la fecha no se encuentra disponible.

Los costos del sistema de remediación superaban, en 1998, los USD\$ 4,6 millones (USD\$ 3,33 millones en costos de inversión y USD\$ 1,31 millón en operación y mantención). Ello se traduce en aproximadamente USD\$ 20 por cada metro cúbico de agua tratada y en USD\$ 310 por cada kilogramo de contaminante extraído.

3.2 King of Prussia Technical Corporation Superfund Site, Winslow, New Jersey²

En 1970, King of Prussia Technical Corporation adquirió un sitio en Winslow, New Jersey con el propósito de construir una planta de reciclaje de desechos. Las operaciones comenzaron en enero de 1971, con seis lagunas para procesar residuos industriales líquidos. Su intención era transformar los residuos en productos comercializables. Sin embargo, la compañía no logró vender lo suficiente, y su capacidad de procesar desechos y comercializar subproductos se vio sobrepasada. La bancarrota se declaró en 1974, y el recinto fue abandonado. En 1976 pasó a ser propiedad de Winslow Township ya que existían impuestos a la propiedad impagos. En ese momento se descubrieron las seis lagunas de tratamiento, varios contenedores plásticos y metálicos enterrados y dos estanques oxidados. La contaminación del suelo era evidente. Los registros indican que alrededor de 60.000 m³ de residuos industriales líquidos que contenían metales tóxicos habían sido depositados en el lugar.

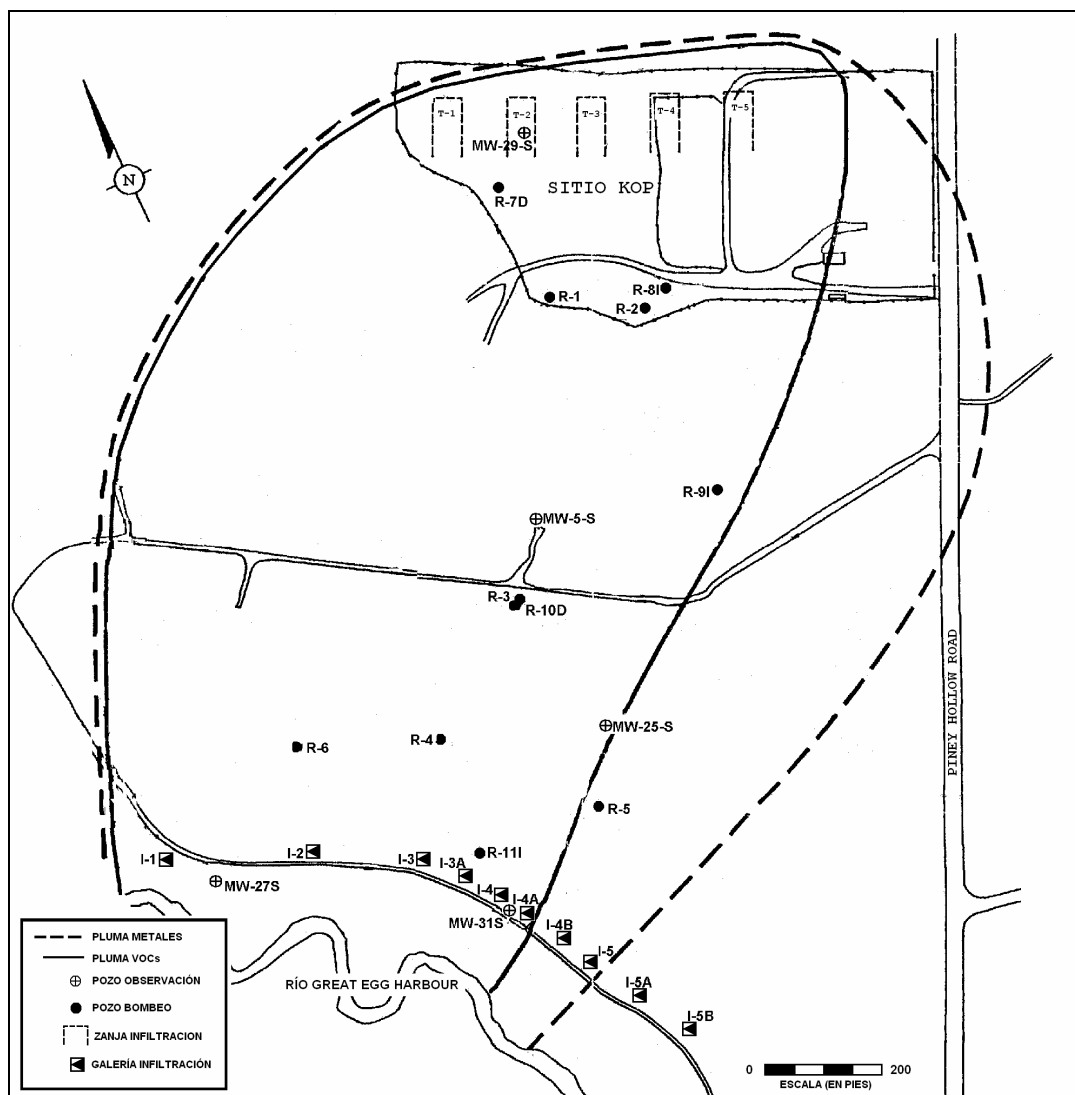
Aproximadamente 10.000 personas habitaban a menos de 5 km de distancia del lugar, y de ellas unas 3.000 utilizaban aguas subterráneas como fuente de agua potable.

Las aguas subterráneas y el suelo se encontraban contaminados por metales pesados (berilio, cromo, cobre y níquel) y por contaminantes orgánicos volátiles (VOCs). Los lodos de las lagunas también contenían metales pesados.

² EPA ID: NJD980505341

En 1988 el sector fue enrejado para proteger la salud de la población y para evitar descargas ilegales en el sitio. Entre 1989 y 1991 se removieron un total de 535 contenedores (plásticos y metálicos) además de los estanques. El suelo contaminado también fue extraído y tratado ex-situ.

Figura 3.2
King of Prussia Superfund Site



Fuente: USEPA (1993)

En el sitio se identificaron dos acuíferos: el acuífero somero se ubica entre los 5 y los 13 metros de profundidad, mientras que un acuífero más profundo se ubica entre los 17 y los 85 metros bajo la cota de terreno. Una capa semiconfinante separa ambos acuíferos. El gradiente hidráulico apunta hacia el sudoeste, en dirección de un río llamado Great Egg Harbour.

Se perforaron 28 pozos de monitoreo para definir la extensión, la concentración y el tipo de contaminación existente en las aguas subterráneas. Además se monitoreó pozos pre-existentes, ubicados en sitios cercanos. Las máximas concentraciones que se encontraron en el acuífero superior fueron: Cobre 12,5 mg/L, Níquel 4,67 mg/L, Cromo 1,04 mg/L, tetracloroetano 2,5 mg/L, tricloroetano 0,94 mg/L y etilbenzeno 0,08 mg/L. Estos compuestos tienen efectos nocivos para la salud humana. La presencia de contaminantes en concentraciones por sobre los niveles de calidad de agua potable también fue detectada en el acuífero profundo.

Diferentes alternativas fueron consideradas, desde no llevar a cabo acción alguna hasta efectuar una remediación mediante bombeo y tratamiento. La elección final consistía en realizar bombeo, tratamiento de las aguas extraídas y reinyección de las aguas tratadas al sistema acuífero. Esta alternativa fue escogida pues ella protegería la salud pública, restauraría el acuífero y mejoraría la condición del río Great Egg Harbour. Se esperaba que la remediación tardara 30 años o más en completarse.

El diseño y la construcción del sistema de remediación tardó varios años, comenzando a operar a principios de 1995. Consistió en extraer aguas subterráneas contaminadas mediante once pozos de bombeo, los que en total impulsan alrededor de 1.000 m³/día hacia la planta de tratamiento. El efluente de la planta se muestrea periódicamente para verificar su correcto funcionamiento.

La primera revisión del sistema fue completada en septiembre del año 2000. Inspectores de la EPA visitaron el sitio verificando que todos sus componentes se encontraban en buen

estado y operando con normalidad. La limpieza de suelos había sido completada, mientras que el sistema de bombeo y tratamiento continuaba en funcionamiento. Hasta esa fecha se habían removido casi tres toneladas de metales y cerca de una tonelada de contaminantes orgánicos del agua subterránea. Se autorizó la detención de los pozos que extraían agua desde el acuífero más profundo que habían alcanzado los niveles de limpieza establecidos como objetivo. Las concentraciones de contaminantes orgánicos volátiles y de metales del afluentes a la planta de tratamiento presentaban un decaimiento de hasta un 50%. La pluma de contaminación decreció en el período, sin embargo, algunas áreas, en particular aquellas donde fueron encontrados los contenedores enterrados, las concentraciones no presentaron cambios muy significativos. Se observó una importante mejora en el río Great Egg Harbour, atribuida a la contención de la pluma y a los procesos naturales del río.

El informe de la segunda revisión, que data de septiembre de 2005, declara que más de 2.000 millones de m³ habían pasado hasta esa fecha por el sistema de bombeo y tratamiento, removiendo cerca de 30 toneladas de metales y más de 9 toneladas de contaminantes volátiles. Sin embargo, se determinó que no se habían realizado muestreos lo suficientemente completos como para caracterizar la pluma en ese momento, y para optimizar el sistema de bombeo y tratamiento. Se recomendó, por lo tanto, realizar muestreos en todos los pozos del sitio, para poder modificar el sistema haciéndolo más efectivo en la remoción de la contaminación remanente en el sitio.

Los costos del sistema de remediación superaban, en 1998, los USD\$ 2,8 millones (USD\$ 2,03 millones en costos de inversión y USD\$ 0,79 millón en operación y mantención). Ello corresponde aproximadamente a USD\$ 5 por cada metro cúbico de agua tratada y en USD\$ 1.140 por cada kilogramo de contaminante extraído. Si bien en principio se estimaba que el costo anual de operación y mantención sería de USD\$ 285.000, entre los años 2000 y 2005 el coste promedio por este concepto alcanzó los USD\$ 363.000.

La próxima revisión deberá ser completada en septiembre del año 2010.

4. CARACTERIZACIÓN DEL SISTEMA QUEBRADA BLANCA/CHOJA

4.1 Antecedentes Generales

La Compañía Minera Quebrada Blanca (C.M.Q.B.) es una mina de cobre que entró en operaciones el año 1994. Está ubicada en la comuna de Pica, provincia de Iquique, Región de Tarapacá, aproximadamente a 4.400 m.s.n.m. Se trata de un yacimiento de cobre porfídico que es explotado a cielo abierto. Produce cerca de 80.000 toneladas de cátodos de cobre de alta pureza por año.

El mineral de alta ley, luego de pasar por procesos de chancado y aglomerado, es lixiviado en pilas. La solución obtenida, cuyo contenido de cobre alcanza los 3,0 g/L, pasa a la piscina PLS (Pregnant Liquor Solution) y posteriormente al proceso de extracción por solvente. En esta etapa se obtienen dos productos: una solución empobrecida en cobre conocida como refino y una solución orgánica cargada. La primera se reutiliza para lixiviación, mientras que la segunda pasa al proceso de electroobtención, donde se producen los cátodos que constituyen el producto final.

El mineral de baja ley era, hasta hace poco, depositado en botaderos. Debido a las mejoras económicas que experimentó el mercado del cobre en los últimos años, se consideró la posibilidad de explotarlo, dando origen a un proyecto denominado “Dump Leach”, o lixiviación en botadero, que se inicia a fines de la década del 90. El proyecto permitiría supuestamente dar un cierre seguro a la actividad de depósito de estériles, evitando una posible lixiviación natural y drenajes ácidos sin control.

La construcción de dicho proyecto consideró un muro subterráneo interceptor de soluciones, dos piscinas de recolección, líneas gravitacionales y de impulsión, más una piscina de emergencia, como se muestra en la Figura 4.1. No se proyectó la

impermeabilización de la quebrada con geomembranas, ya que se consideraba que ésta conecta aguas abajo con las piscinas de emergencia y el muro interceptor del proyecto Dump Leach. El caudal irrigado en el botadero sería de 390 m³/hora, con un contenido de cobre de 0,35 g/L. La solución recuperada contendría 2,4 g/L de cobre.

Figura 4.1
Proyecto Dump Leach

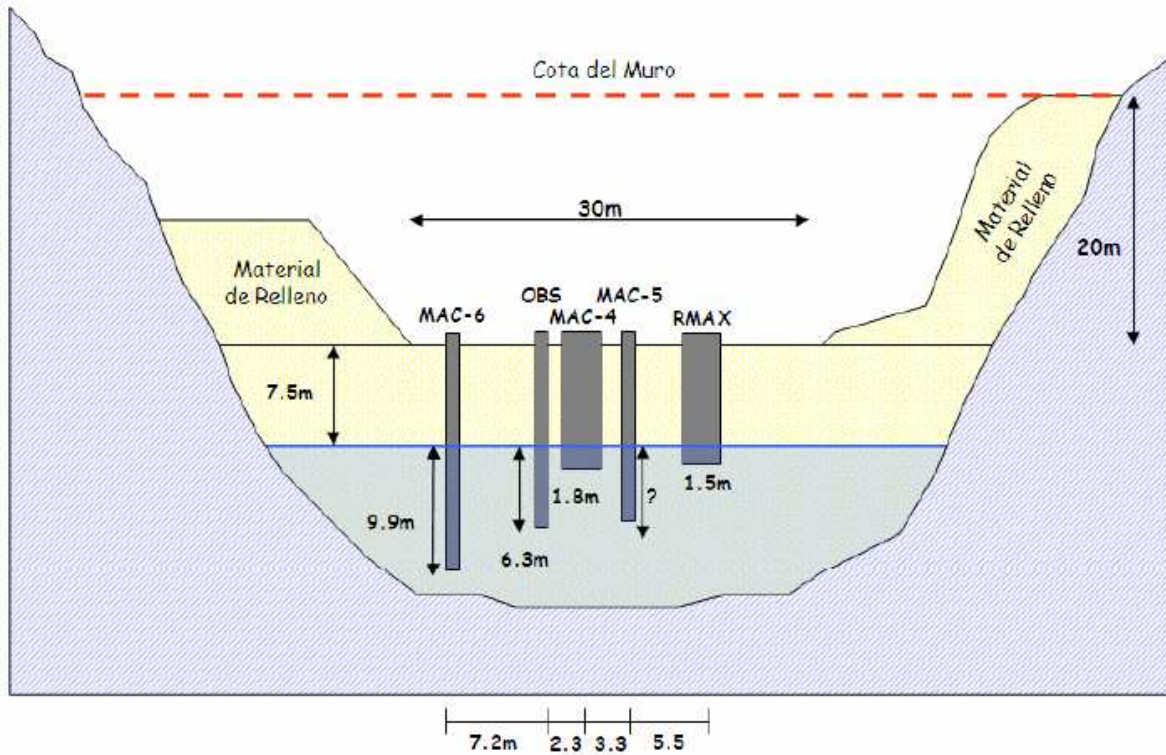


Aguas abajo de la piscina de emergencia se construyó una cortina o barrera de contención hidráulica, consistente en cinco pozos: MAC-4, MAC-5, MAC-6, MAC-5R (también conocido como RMAX) y OBS. Esta cortina permitiría contener posibles fugas de solución lixiviada. Más abajo se ubica el pozo de monitoreo MA-5 y posteriormente un pozo llamado PQB1. El sector completo aparece ilustrado en la Figura 4.2, mientras que un corte del sector Cortina Hidráulica se presenta en la Figura 4.3.

Figura 4.2
Esquema Quebrada Choja



Figura 4.3
Corte Sector Cortina Hidráulica



4.2 Detección y Caracterización de la Alteración Hidroquímica

Entre mediados del año 2002 y finales del 2003, algunos parámetros indicadores de calidad de aguas, como el contenido de sulfatos y la conductividad eléctrica, comenzaron a cambiar significativamente. El análisis de la información histórica, tanto de aguas subterráneas como superficiales arrojó resultados elocuentes. Los puntos muestreados y sus ubicaciones se presentan en la Tabla 4.1.

Tabla 4.1

Puntos de monitoreo

NOMBRE	TIPO	UBICACIÓN
P-0	Superficial	Aguas arriba del sector Dump Leach
Ciénaga	Superficial	Al costado del sector Cortina Hidráulica
P-3	Superficial	Primer afloramiento
P-4	Superficial	Confluencia Quebradas Blanca y Ramucho
MAC-4	Subterráneo	Cortina Hidráulica
MAC-5	Subterráneo	Cortina Hidráulica
MAC-6	Subterráneo	Cortina Hidráulica
MA-5	Subterráneo	Entre Cortina Hidráulica y P-3
PQB1	Subterráneo	Entre P-3 y P-4

4.2.1 Conductividad Eléctrica

La conductividad eléctrica comenzó a aumentar a partir del año 2003, tanto en las aguas subterráneas como en las superficiales. La información se presenta en las Figuras 4.4 y 4.5 respectivamente. Los pozos de la cortina hidráulica dan cuenta de un aumento sostenido del parámetro desde que comenzaron a medir, el año 2003. Ello indicaba que el proceso no había alcanzado un equilibrio al momento de realizar dicho análisis. La conductividad eléctrica alcanzaba valores de 18.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a mediados del año 2006. El pozo MA-5, en cambio, ha mantenido hasta hoy un valor estable, cercano a 2.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ello podría deberse a que se ubica en el costado oriente de la quebrada, que no correspondería al sector afectado, como se observa en la Figura 4.6, que ilustra la variación transversal (perpendicular al eje de la quebrada) de la conductividad eléctrica en el sector cortina hidráulica. El pozo PQB1 también ha mantenido una conductividad eléctrica relativamente constante, cercana a 4.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

En las aguas superficiales se ha observado un cambio simultáneo, aunque bastante menos significativo, como lo muestra la Figura 4.5. El punto P-0, ubicado aguas arriba del proyecto Dump Leach no manifiesta alteraciones durante el período analizado, presentando

un valor de conductividad eléctrica cercana a 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El punto P-4 también se ha mantenido estable alrededor de 3.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Figura 4.4
Conductividad Eléctrica en Aguas Subterráneas

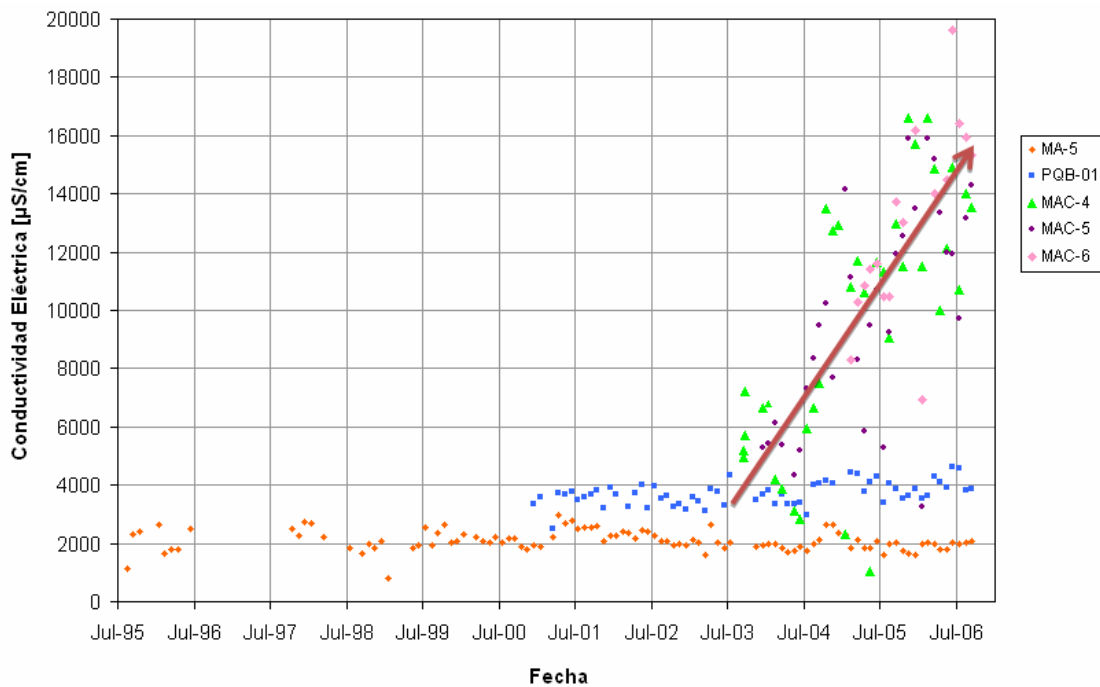


Figura 4.5
Conductividad Eléctrica en Aguas Superficiales

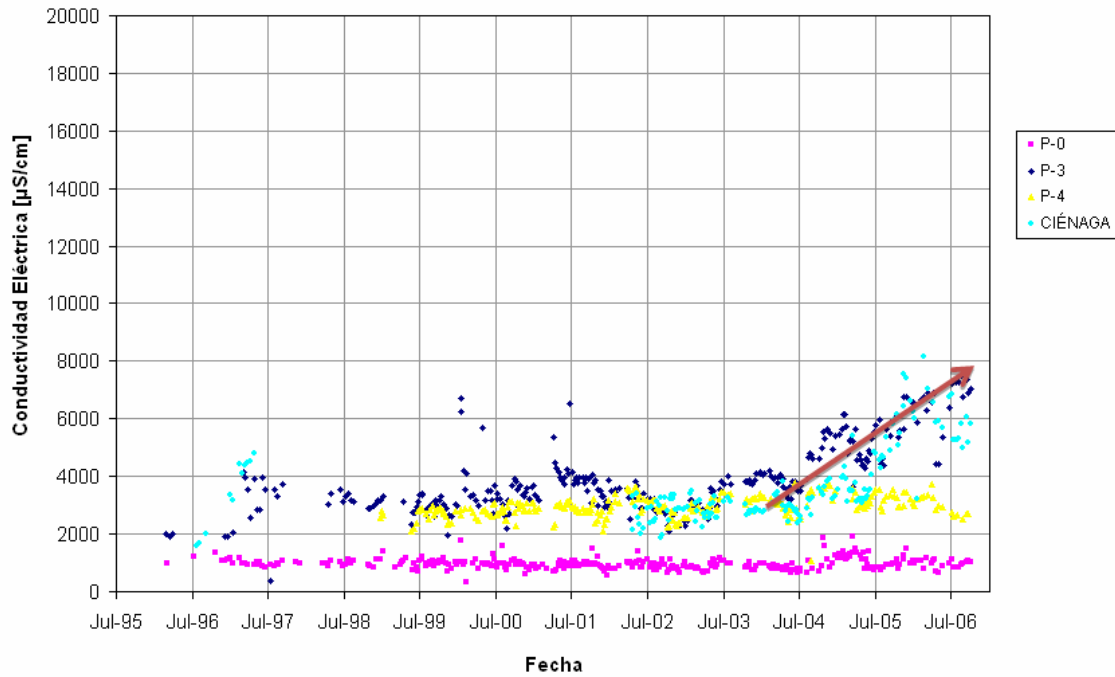
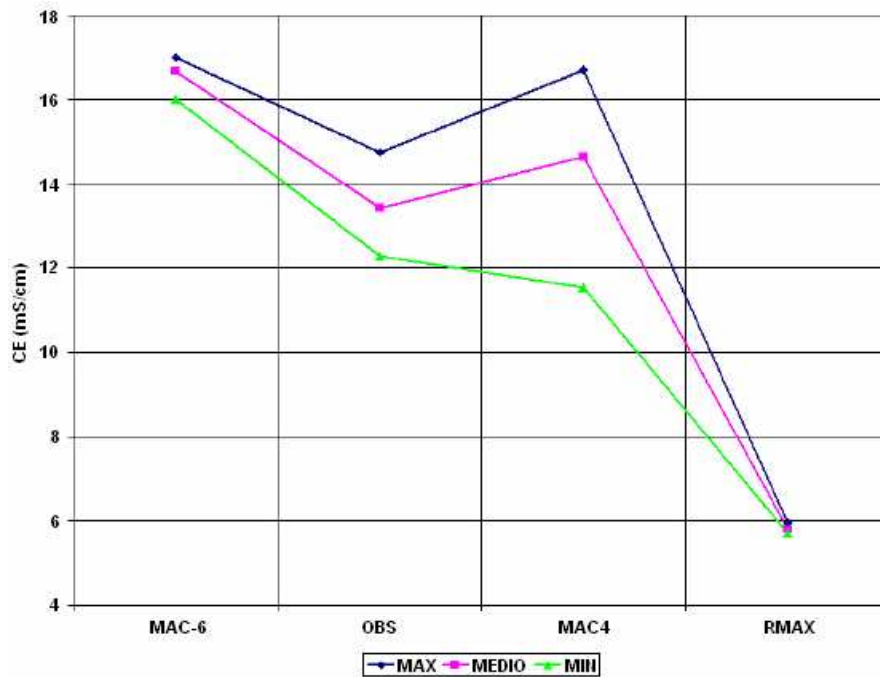


Figura 4.6
Variación Transversal de Conductividad Eléctrica en el Sector Cortina Hidráulica



4.2.2 Contenido de Sulfato

Otro parámetro interesante de analizar es el contenido de sulfatos en las aguas. La presencia de este elemento en altas concentraciones se asocia en forma directa con el proceso de lixiviación, lo que demostraría la existencia de fugas o derrames desde el sector del proyecto Dump Leach.

Las Figuras 4.7 y 4.8 presentan las concentraciones históricas de sulfato en las aguas subterráneas y superficiales, respectivamente. Las aguas subterráneas presentaban valores constantes en MA-5 (cerca de 1.000 mg/L) y en PQB1 (2.000 mg/L aproximadamente). Estos valores corresponden a aguas subterráneas saturadas en sulfato, en equilibrio con su entorno. Los pozos de la cortina hidráulica muestran concentraciones que comienzan a aumentar a partir del año 2003, alcanzando concentraciones de 30.000 mg/L, muy por sobre el valor de saturación de aguas subterráneas naturales. Esto indicaría que se trata de una solución lixiviada proveniente del proyecto Dump Leach, con un bajo nivel de dilución.

Puede observarse que las menores concentraciones de sulfato corresponden al punto de monitoreo superficial P-0, donde se encuentran valores constantes del orden de 300 mg/L. Más abajo, en los puntos Ciénaga, P-3 y P-4 se observaban valores cercanos a 2.000 mg/L hasta el año 2002. A partir de ese año se puede observar un aumento paulatino de las concentraciones en P-3 y Ciénaga, alcanzando los 7.000 mg/L de sulfato, mientras que P-4 se mantiene relativamente estable durante todo el período.

Figura 4.7
Concentración de Sulfato en Aguas Subterráneas

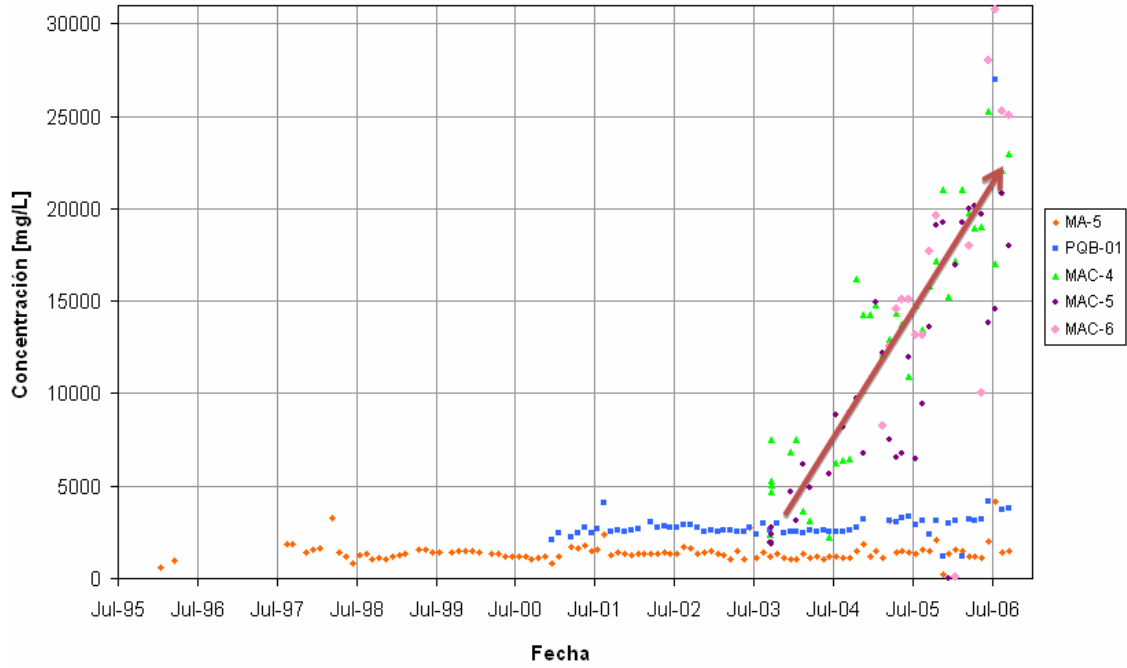
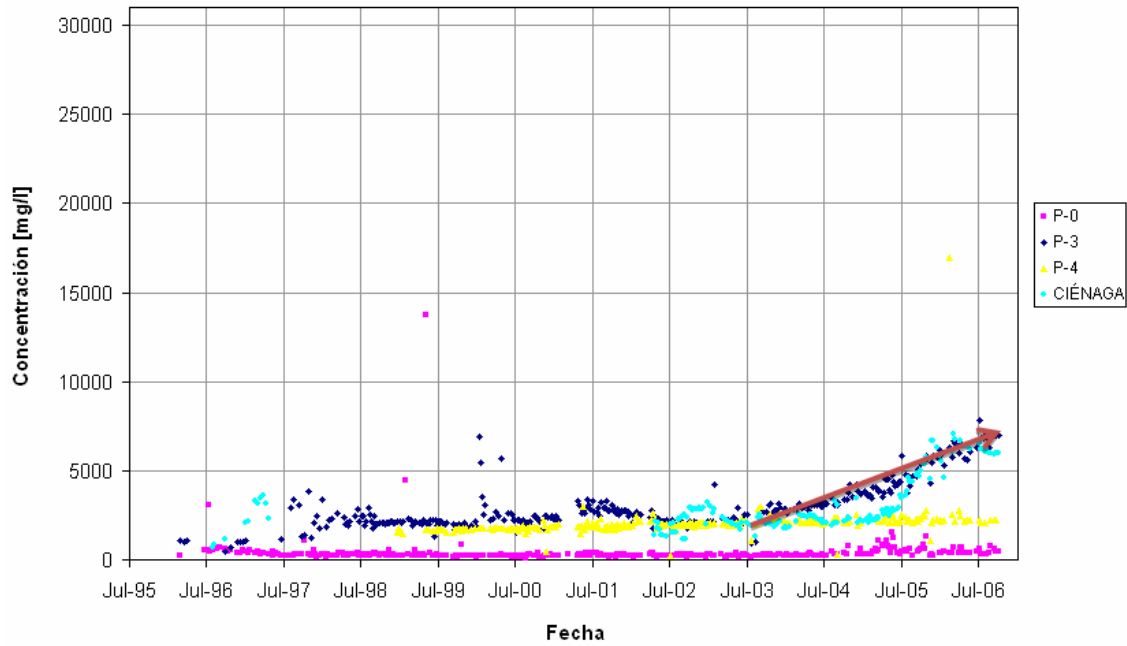


Figura 4.8
Concentración de Sulfato en Aguas Superficiales



4.2.3 pH

El pH es otra característica que puede aportar información al análisis. La tendencia a partir del año 2003 es a la baja, aunque el efecto es más moderado que en los parámetros ya analizados. Las Figuras 4.9 y 4.10 ilustran la evolución del pH en los diferentes puntos de muestreo.

Figura 4.9
pH en Aguas Subterráneas

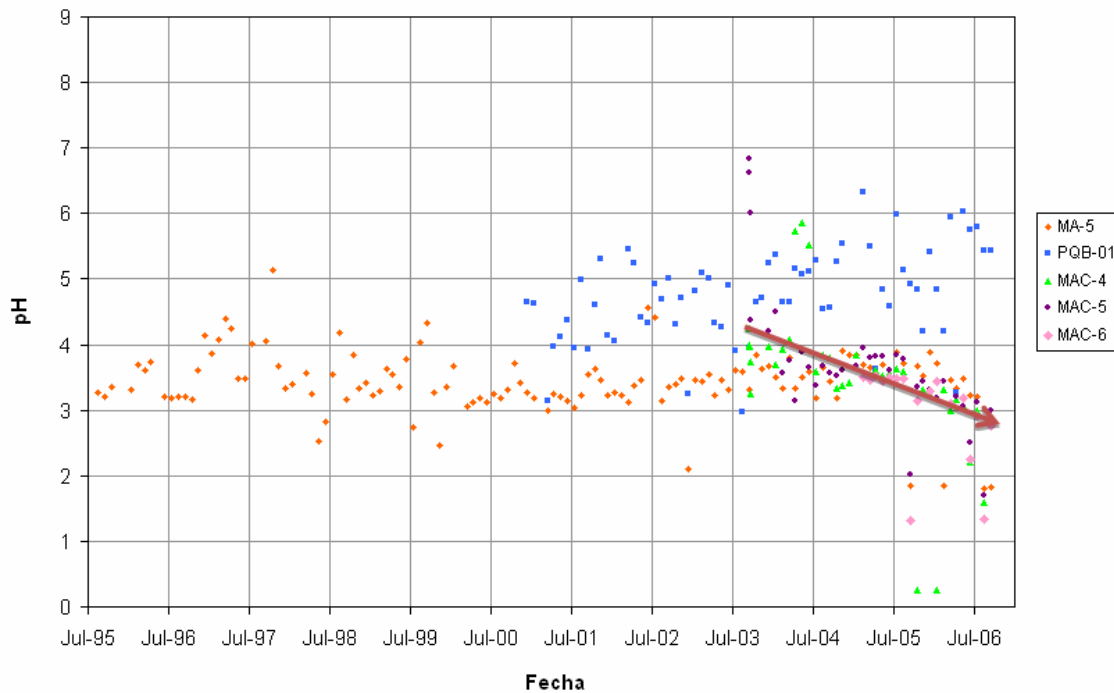
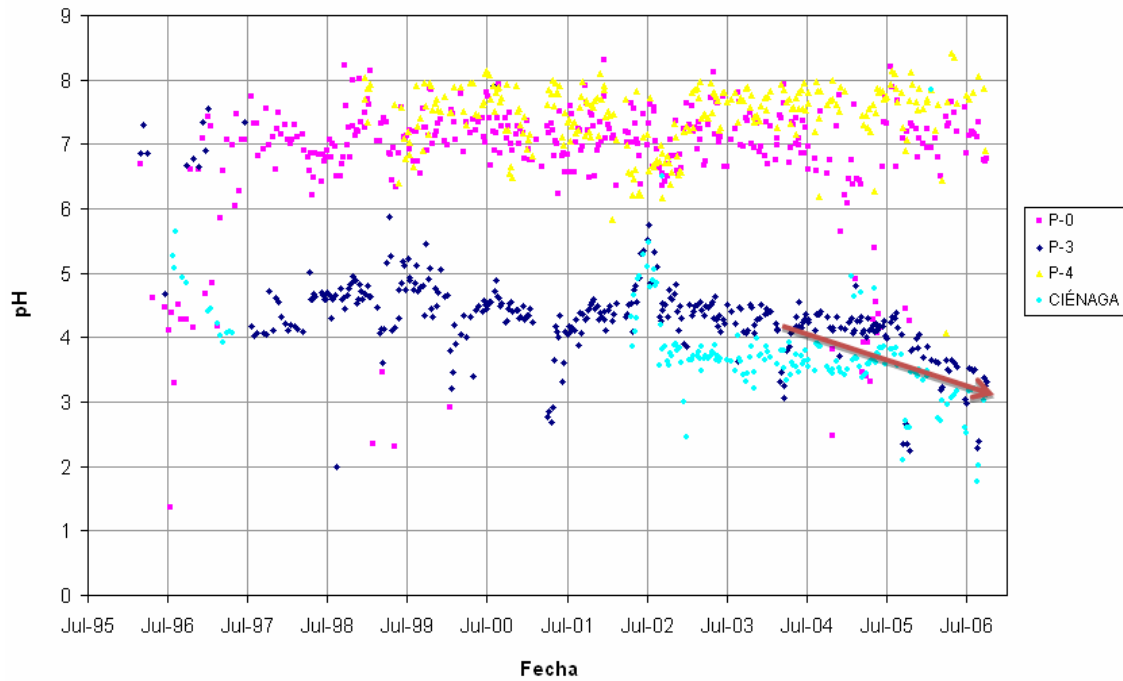


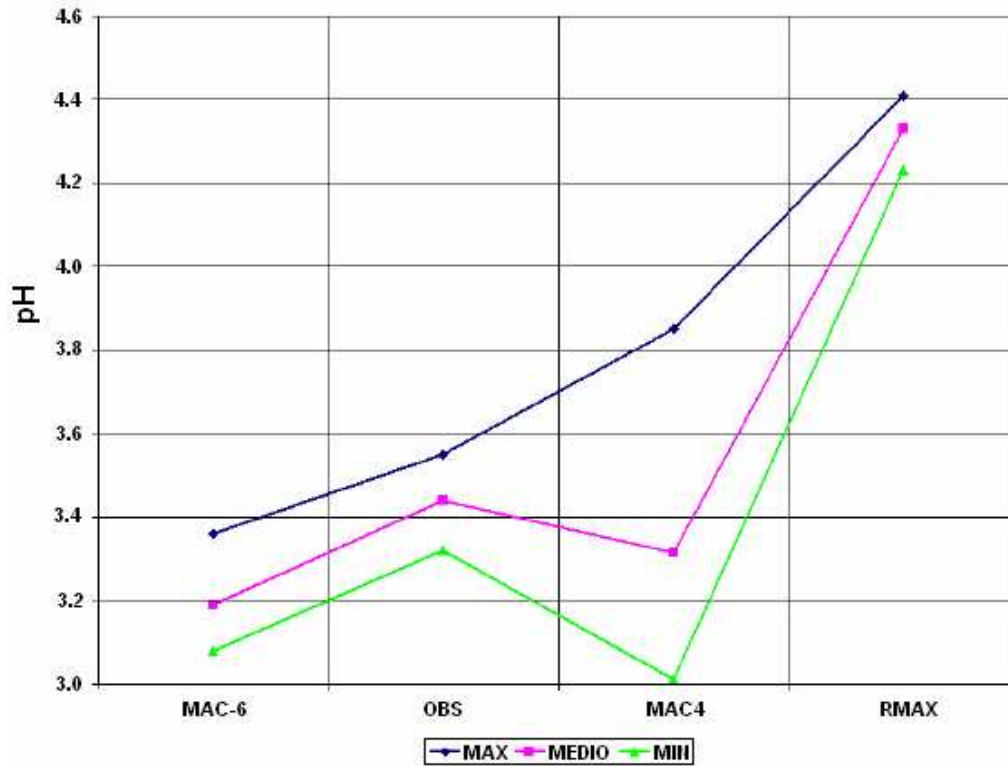
Figura 4.10
pH en Aguas Superficiales



La Figura 4.11 presenta la variación transversal del pH en el sector cortina hidráulica. Se puede observar que, al igual que con la conductividad eléctrica, las aguas del costado oriente de la quebrada son de mejor calidad que las del poniente. Esta observación permite tener una idea preliminar de la ubicación de la pluma contaminante.

Figura 4.11

Variación Transversal de pH en el Sector Cortina Hidráulica



4.3 Estudios Realizados y Acciones Emprendidas

En resumen, la recopilación de información histórica permitió caracterizar la alteración que estaba sufriendo el sistema hidrogeológico Quebrada Choja. La concentración de sulfatos y la conductividad eléctrica aumentaron significativamente en los pozos de la cortina hidráulica, mientras que más abajo (MA-5 y PQB1) permanecieron relativamente constantes. El mismo efecto pudo observarse en las aguas superficiales, donde los puntos Ciénaga y P-3 presentaron cambios, aunque de una importancia menor que los observados en aguas subterráneas. Las aguas de los puntos P-0 y P-4 mantuvieron sus calidades en el tiempo.

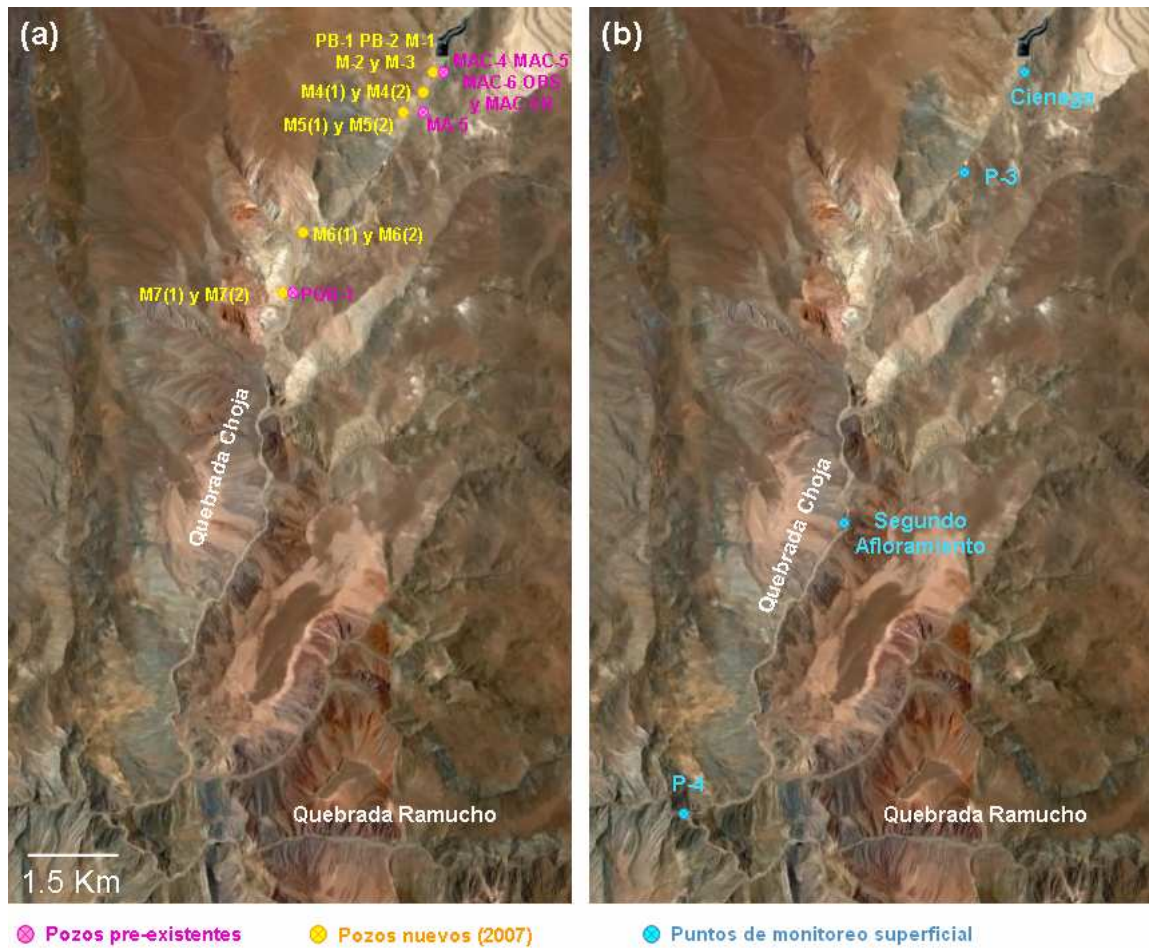
Se llevaron a cabo campañas en terreno para obtener más información relevante. Los muestreos realizados permitieron observar que a medida que se avanzaba hacia aguas abajo a lo largo de la quebrada, la alteración disminuía, siendo prácticamente inexistente en la confluencia de las quebradas Choja y Ramucho (P-4). Ello podría atribuirse a dos fenómenos: la dilución de la pluma debido al aporte de quebradas afluentes a Quebrada Choja y/o a que la pluma aún no alcanzaba los puntos más alejados de la fuente. Por otra parte, se observó que en el sector de la cortina existía una distribución no uniforme de las concentraciones de los elementos estudiados: la pluma se encontraba ubicada principalmente en el costado poniente de la quebrada. El pozo MAC-5R (ó RMAX), ubicado hacia el oriente, presentaba aguas de calidad considerablemente mejor que el resto de los pozos.

En enero del año 2007 se realizaron pruebas de bombeo en los pozos que componían la cortina hidráulica. Ello permitió determinar las características hidrogeológicas del acuífero afectado (transmisividad y almacenamiento). Además, el análisis de las muestras tomadas permitió desarrollar un modelo conceptual para explicar el comportamiento del sistema. Información histórica de los niveles de agua en los pozos de la quebrada fue utilizada para estimar el caudal que escurre en forma subterránea.

En base a los resultados de los estudios realizados, se diseñó un nuevo sistema de bombeo y monitoreo, que fue construido a mediados del mismo año. Consiste en la ampliación de la batería de pozos que constituyen la cortina hidráulica. Se perforaron dos nuevos pozos de bombeo (PB-1 y PB-2) y tres pozos de monitoreo (M-1, M-2 y M-3). Se construyeron además 8 pozos de monitoreo a lo largo de la quebrada, los que permitirían observar la calidad de las aguas en diferentes puntos y a distintas profundidades respecto del nivel de terreno. El objetivo de la construcción de estos pozos fue implementar un sistema de Bombeo y Tratamiento, capaz de contener hidráulicamente el avance de la pluma mediante la extracción de las aguas químicamente alteradas. La ubicación de todos los pozos y de los puntos de monitoreo superficial se detalla en la Figura 4.12.

Figura 4.12

Ubicación de Pozos (a) y Puntos de Monitoreo Superficial (b)



Los pozos de bombeo que fueron perforados en la cortina hidráulica serían más profundos que los ya existentes, y permitirían contener el avance de la pluma de manera más eficiente. Su ubicación exacta se presenta en la Figura 4.13. La Figura 4.14 corresponde a una fotografía del sector.

Figura 4.13

Distribución de Pozos Cortina Hidráulica. Vista en Planta.

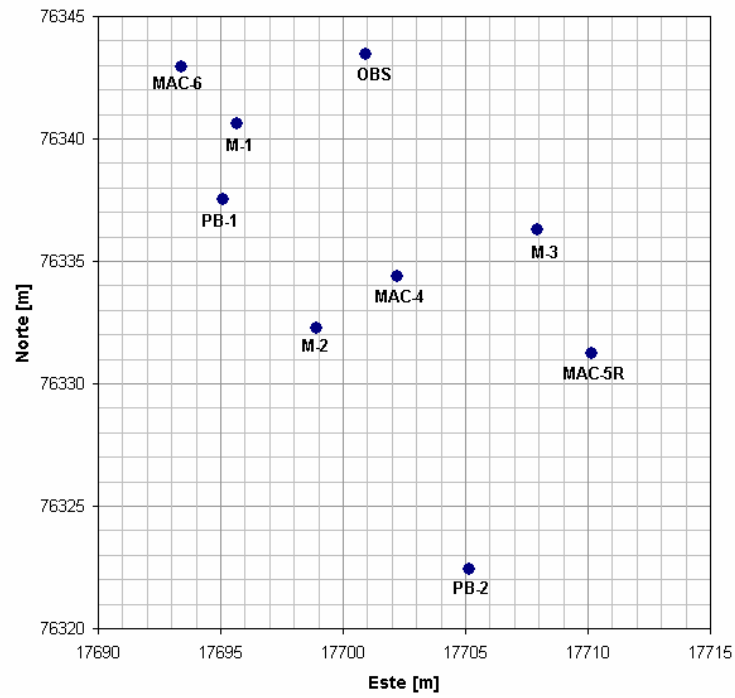
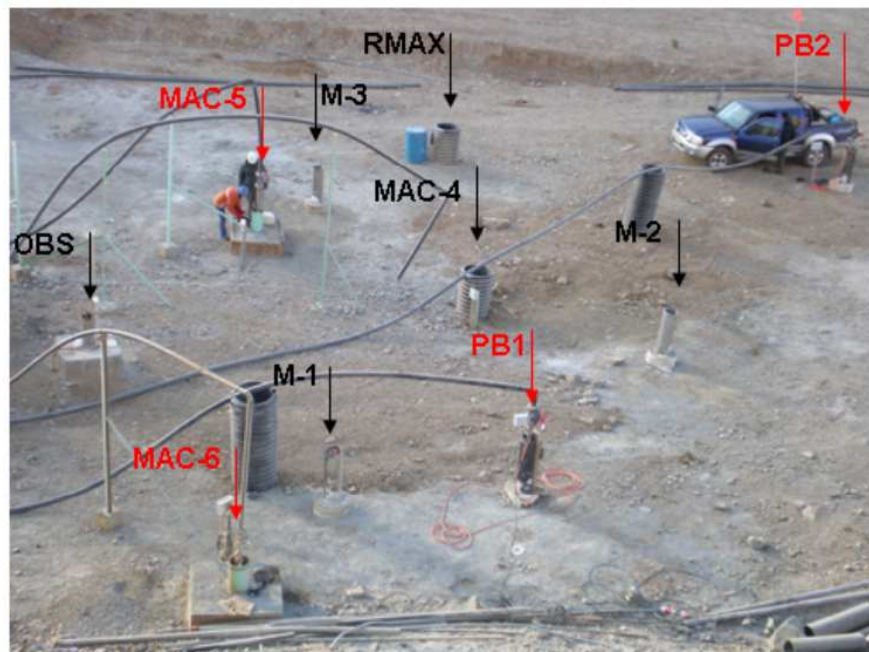


Figura 4.14

Sector Cortina Hidráulica



Las campañas en terreno estuvieron destinadas a recopilar información y a realizar todas las pruebas necesarias para implementar la solución escogida. En particular, se desarrollaron pruebas de bombeo a caudal constante y variable, de corta y de larga duración, en los nuevos pozos de bombeo PB-1 y PB-2, para determinar caudales de bombeo sostenibles y definir reglas de operación. Se realizaron además pruebas tipo Slug Test en los nuevos pozos de monitoreo, para determinar las conductividades hidráulicas de los sectores en que se emplazan.

La información obtenida en los estudios mencionados se resume en la Tabla 4.2.

Tabla 4.2

Resumen de resultados

Parámetro	Método de Estimación	Rango		Unidades
		Mín.	Máx.	
Caudal pasante	Ley de Darcy	1,7	5,0	[L/seg]
Transmisividad	Pruebas de Bombeo (Jacob)	60	300	[m ² /día]
Almacenamiento	Pruebas de Bombeo (Jacob)	3	5	[%]
Conductividad Hidráulica	Pruebas tipo Slug Test	0,71	1,48	[m/día]

Las pruebas realizadas en los nuevos pozos de bombeo PB-1 y PB-2 demostraron que ambos pozos, a pesar de ser muy cercanos, presentan comportamientos muy diferentes, tanto hidráulicamente como en lo que respecta a la calidad de sus aguas. El pozo PB-1, ubicado en el costado poniente de la quebrada, es capaz de extraer en forma continua 0,5 L/s, y su concentración de cobre ha alcanzado los 1.500 mg/L. Además, se recupera muy rápidamente una vez que se detiene el bombeo. El pozo PB-2, en cambio, no logra bombear caudales superiores a 0,15 L/s, es de recuperación lenta y la calidad de sus aguas es ostensiblemente mejor que la de los otros pozos de la cortina, con una concentración máxima de cobre de 24 mg/L ³. Este fenómeno podría deberse a heterogeneidad del

³ Valor corresponde a Septiembre de 2008 y da cuenta de un empeoramiento lento pero progresivo de la calidad del agua en ese punto.

acuífero: el pozo PB-2 estaría ubicado en una zona con una conductividad mucho menor que el pozo PB-1, lo cual explicaría su bajo rendimiento y la mejor calidad de sus aguas. En base a ello, se decidió no utilizar PB-2 como pozo de bombeo, pues sólo se lograría atraer aguas de peor calidad desde las zonas aledañas.

Desde octubre del año 2007, el pozo PB-1 ha bombeado en forma relativamente sostenida. Los resultados de dicho bombeo aún no son claros, sin embargo, ello no debe interpretarse en forma pesimista, ya que es sabido que el bombeo y tratamiento es una tecnología de recuperación de mediano a largo plazo. Ver Anexo A.

5. MODELACIÓN DEL SISTEMA QUEBRADA BLANCA/CHOJA

El presente capítulo tiene por finalidad describir en forma más detallada el sistema hidrogeológico Quebrada Blanca/Choja. Basándose en información obtenida en terreno, registros históricos y en la revisión de estudios anteriores, se han podido establecer las características más relevantes de la quebrada, que permitirán el desarrollo de un modelo conceptual y matemático. La importancia de elaborar este modelo radica en que a través de él será posible comprender de mejor manera el problema, evaluar la eficiencia de la solución implementada, hacer proyecciones acerca de la evolución temporal y espacial de la pluma y analizar la posibilidad de modificar el sistema de Bombeo y Tratamiento en pos de una remediación más rápida y efectiva.

5.1 Modelo Conceptual

El sistema estudiado abarca desde el sector donde se ubica la cortina hidráulica, inmediatamente aguas abajo de la piscina de emergencia del proyecto Dump Leach, hasta la confluencia con la Quebrada Ramucho. La extensión de este tramo es de 10 km aproximadamente. Se trata de una quebrada seca en la mayor parte de su extensión, aunque en algunos puntos se observan angostamientos importantes que provocan afloramientos de aguas subterráneas y presencia de mayor vegetación. Existen algunas quebradas afluentes de consideración, pero en ninguna de ellas se observa escurrimiento superficial. A grandes rasgos, la quebrada puede subdividirse en tres tramos, separados entre sí por angostamientos. Los acuíferos respectivos se han numerado como se muestra en la Figura 5.1.

Figura 5.1.
Subdivisión Quebrada Choja



El primer angostamiento se encuentra aproximadamente a 1,4 Km del sector cortina hidráulica. Inmediatamente aguas arriba de él afloran las aguas subterráneas provenientes

de la quebrada. En este primer tramo, comprendido entre la barrera hidráulica y el angostamiento mencionado, se encuentran los pozos de observación M4(1), M4(2), M5(1), M5(2) y MA-5. Existe un pequeño escurrimiento superficial, proveniente de la planta de tratamiento de aguas servidas del campamento. Estas aguas son de buena calidad, y aparentemente no interactúan con el acuífero hasta el sector del afloramiento, donde se mezclan. Ello puede comprobarse al comparar sus parámetros de calidad: el escurrimiento superficial contiene alrededor de 1 mg/L de cobre, su conductividad eléctrica es del orden de 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y su pH fluctúa entre 7 y 8, mientras que la concentración de cobre en las aguas subterráneas alcanza los 1.500 mg/L, su pH desciende hasta valores cercanos a 3 y su conductividad eléctrica supera los 20.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Las aguas del Afloramiento 1 (muestreadas en P-3) tienen una calidad intermedia, con un pH levemente superior a 4 y conductividad eléctrica aproximada de 5.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Además, el nivel freático se encuentra a no menos de 8 metros de profundidad en pozos que se ubican cerca del cauce (es decir, M5(1) y M5(2)), lo que indicaría que no hay conexión entre el flujo subterráneo y el superficial. Aunque es posible que exista una pequeña recarga desde dicho escurrimiento superficial hacia el acuífero, para efectos de la modelación ésta se despreciará, pues sería poco significativa.

Continuando hacia aguas abajo, la quebrada vuelve a ensancharse, formando un nuevo valle (Acuífero 2). Por este tramo escurre superficialmente el agua proveniente del afloramiento ya descrito. Los pozos M6(1), M6(2), M7(1), M7(2) y PQB-1, se encuentran todos ubicados muy cerca del escurrimiento superficial, sin embargo, el nivel freático en ellos es del orden de 10 metros. La calidad del agua superficial coincide con lo observado en el Afloramiento 1 (concentraciones de cobre de 200 mg/L, sulfatos 2.500 mg/L, pH sobre 4, y conductividad eléctrica alrededor de 4.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$). En tanto, en las aguas subterráneas se observa una calidad mejor en cuanto a la concentración máxima de cobre (1,5 mg/L) y pH (entre 6,0 y 7,5). Las concentraciones de sulfato son más altas (hasta 4.500 mg/L) y la conductividad es similar a las de las aguas superficiales (entre 3.000 y 5.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$). El escurrimiento superficial desaparece pocos metros después de los últimos pozos de monitoreo.

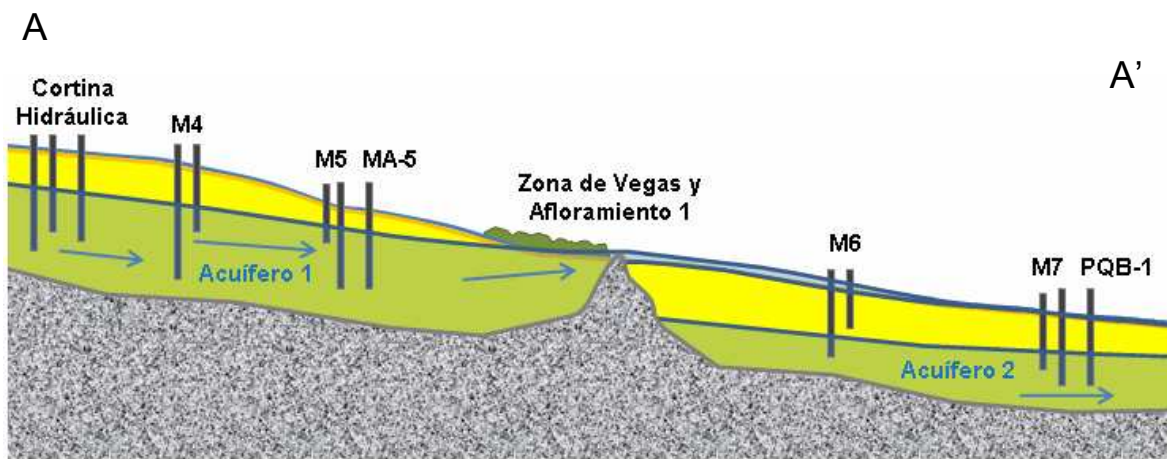
En el kilómetro 5,5 aproximadamente, hay un nuevo angostamiento en el que se produce un afloramiento de aguas, denominado Afloramiento 2. Este escurrimiento es menos importante que el anterior, tanto en lo que se refiere a caudal como a extensión. La calidad de sus aguas es el resultado de la mezcla de las aguas superficiales y subterráneas del Acuífero 2, con concentraciones de cobre del orden de 12 mg/L, conductividad eléctrica de 5.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sulfatos alrededor de 3.500 mg/L y pH sobre 4. Posteriormente, las aguas superficiales desaparecen, y vuelven a aflorar sólo pocos metros antes de la confluencia de las quebradas Choja y Ramucho. El tramo entre los afloramientos 2 y 3 correspondería al Acuífero 3.

Las aguas del Afloramiento 3, muestreadas en P-4, ponen de manifiesto la existencia de una dilución de la alteración química debido al aporte de Quebrada Ramucho. La concentración de cobre está por debajo de los límites detectables (i.e.: 0,05 mg/L), el pH varía entre 7,5 y 8,15, la conductividad eléctrica oscila entre 2.500 y 3.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y el contenido de sulfato se acerca a los 2.500 mg/L. Estos valores corresponderían a la calidad natural de las aguas del sector.

Como ya se detalló, la calidad de las aguas mejora a medida que se avanza hacia aguas abajo. Por ello, el modelo matemático se enfocará en el Acuífero 1, que ha sido el más afectado por la alteración hidroquímica. La Figura 5.2 corresponde a un modelo conceptual del sistema, identificable como el corte A-A' en la Figura 5.1.

Figura 5.2

Esquema Conceptual del Sistema Hidrogeológico. Perfil A-A'



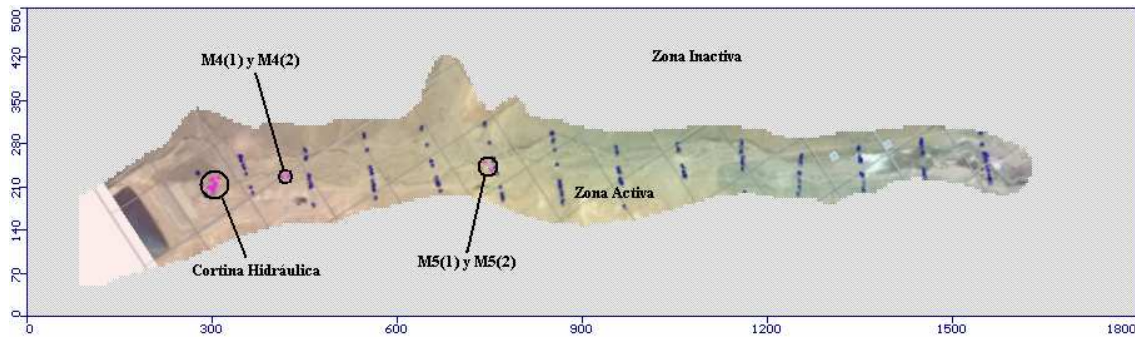
5.2 Modelo Matemático

A partir del modelo conceptual ya descrito, se ha elaborado un modelo numérico del sector identificado como Acuífero 1. Para ello, se ha escogido un software capaz de modelar flujo en medios porosos, llamado Visual ModFlow (Guiguer y Franz, 1996). La versión utilizada (4.2), facilita la entrada de datos y la interpretación de resultados gracias a una interfaz visual muy práctica. Es posible modelar acuíferos en régimen permanente y transiente considerando todas las variables posibles. Permite modificar las propiedades hidrogeológicas del sistema, incluyendo diferentes condiciones de borde y condiciones iniciales. Además de realizar el cálculo de la hidráulica de las aguas subterráneas (niveles y velocidades de flujo), es posible modelar el transporte de contaminantes gracias a un paquete incorporado, denominado MT3DMS (Zheng y Wang, 1998).

El acuífero a modelar corresponde al tramo comprendido entre la cortina hidráulica y el Afloramiento 1. Tiene una extensión aproximada de 1.800 m de norte a sur y 500 m de este a oeste. Para representar de mejor manera el flujo subterráneo y el transporte de contaminantes, se ha decidido rotar el sistema en 237 grados, realizando una

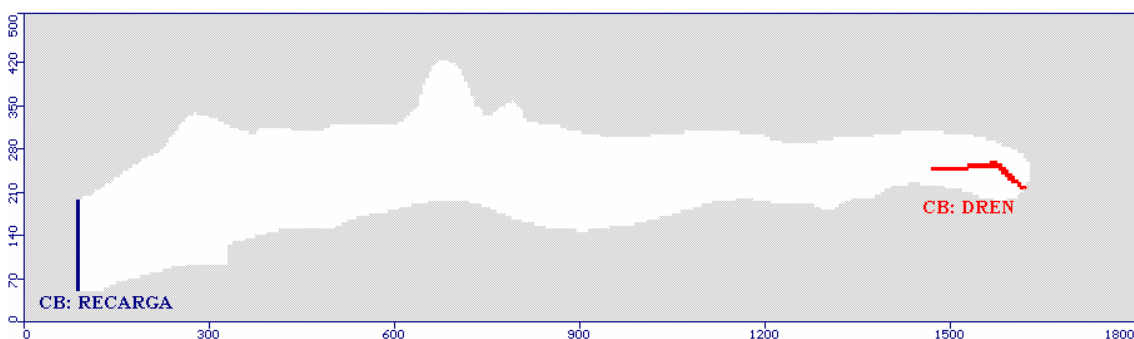
transformación de coordenadas cuyo origen se ubica en el punto 77250 N 16850 E (Modelo geoidal EGM96, Datum WGS84).

Figura 5.3
Zona activa y Ubicación de Pozos



La Figura 5.3 muestra el sector definido como activo, es decir, donde el flujo puede ocurrir. El área fue dividida en celdas de $5 \times 5 \text{ m}^2$, y se asignaron zonas de diferentes conductividades hidráulicas según la información disponible (pruebas de bombeo y slug tests). Además se modeló el flujo subterráneo mediante dos condiciones de borde: aguas arriba se ubicó una zona de recarga consistente en un área de 750 m^2 que aporta 210240 mm/año , equivalente a un caudal de 5 L/s . Aguas abajo se ubicó un dren que representa el afloramiento de las aguas subterráneas en esa zona.

Figura 5.4
Condiciones de Borde del Modelo



La calibración de las conductividades hidráulicas se realizó con un set de datos correspondiente a la condición sin bombeo, en régimen permanente. Las conductividades encontradas y el resultado de la calibración se muestran en las Figuras 5.5 y 5.6 respectivamente.

Figura 5.5
Conductividades Hidráulicas

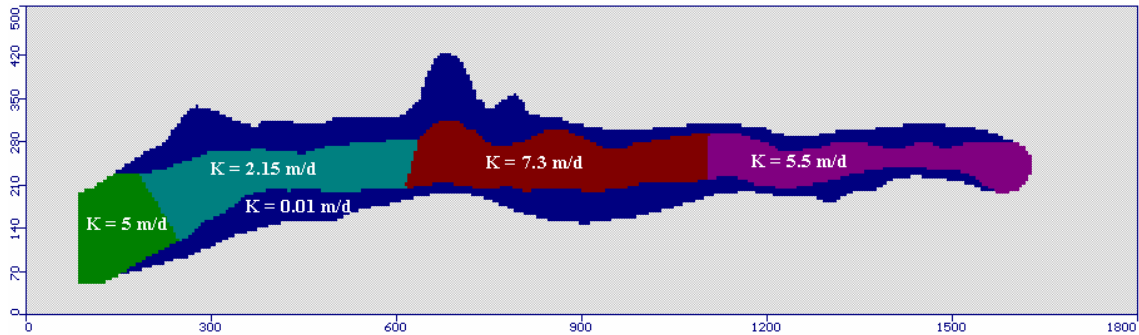
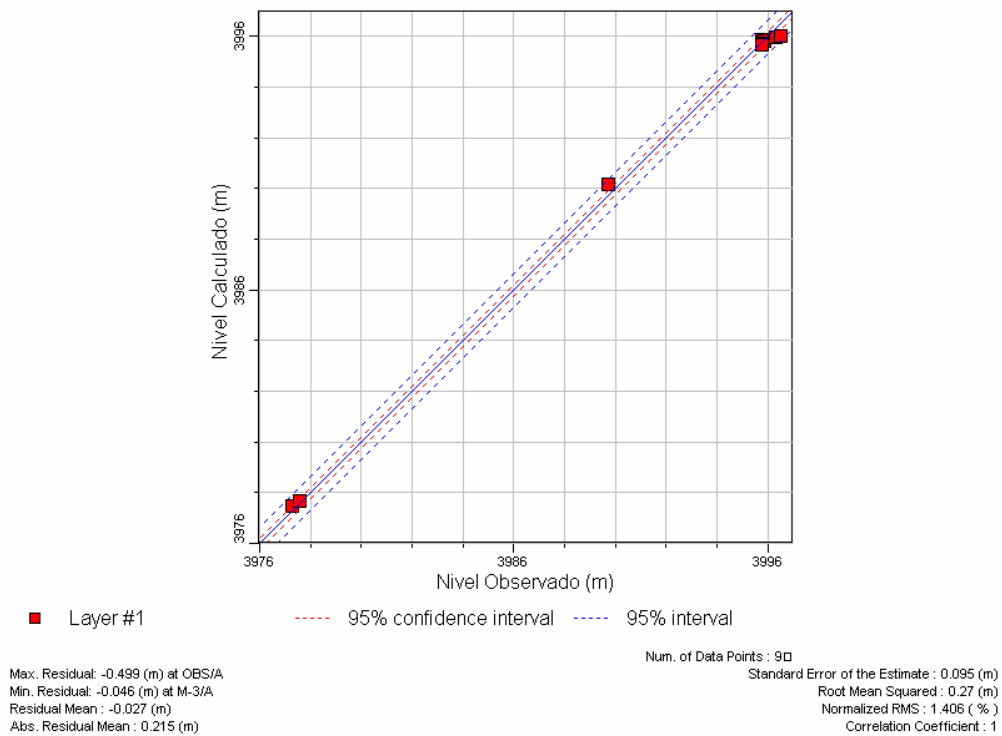


Figura 5.6
Resultado de la Calibración



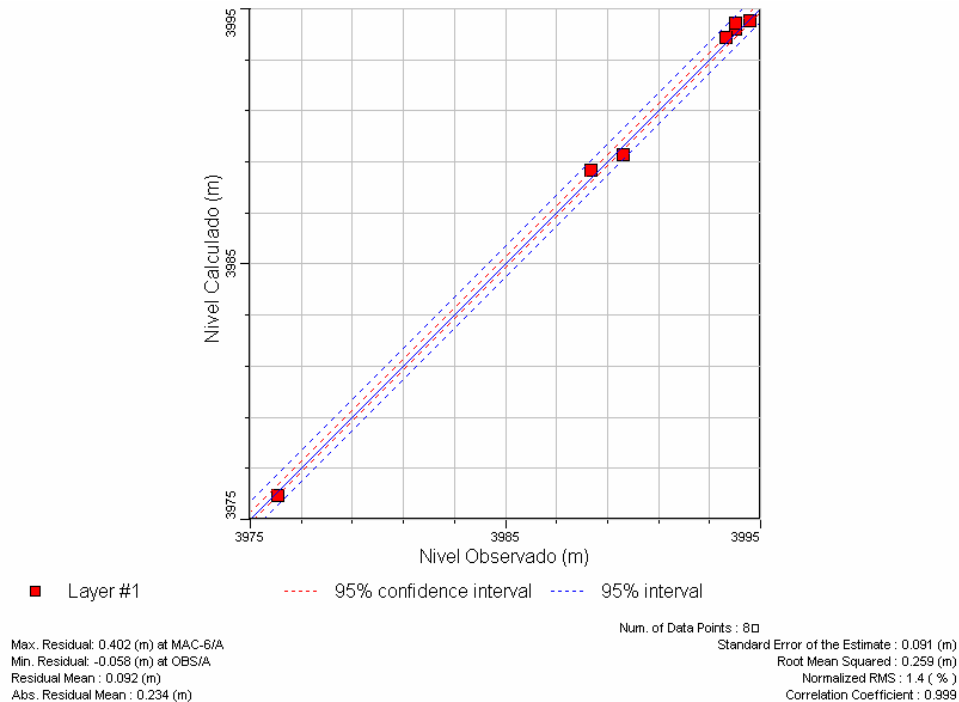
Las conductividades asignadas a las diferentes zonas son plenamente concordantes con los resultados de las pruebas realizadas en terreno (pruebas de bombeo y slug tests), y logran reproducir en el modelo las observaciones de nivel freático en los pozos. El error es de 1,406 %, lo que se considera adecuado para este tipo de modelaciones.

Posteriormente, se incorporó el efecto del bombeo del pozo PB-1, y un set de datos correspondientes a los niveles freáticos observados en diferentes pozos luego de varios meses con PB-1 operando. Sin modificar los parámetros del sistema, el modelo reprodujo en forma acertada los niveles observados en el sistema real, encontrándose un error cuadrático medio normalizado de 7,772 %.

Se realizó entonces una nueva calibración de las conductividades hidráulicas, considerando el efecto del pozo de bombeo PB-1 (Figura 5.7). Los niveles de agua en los pozos se habrían estabilizado, por lo cual es correcto calibrar en régimen permanente.

Figura 5.7

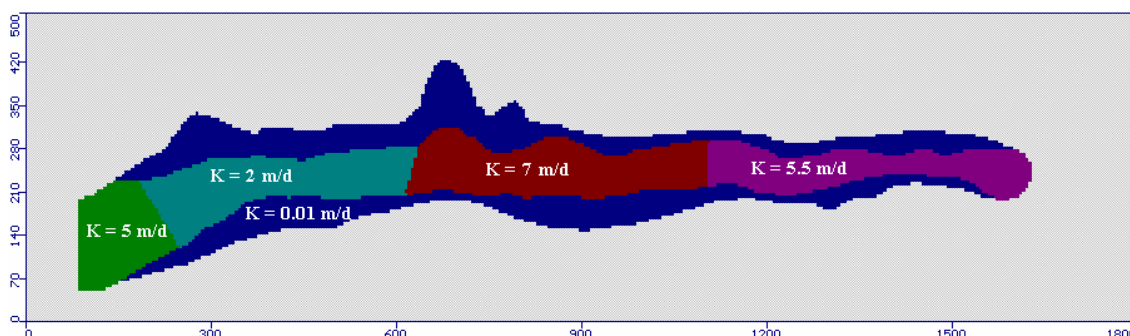
Calibración de conductividades considerando Bombeo en PB-1



La nueva distribución de conductividades se detalla en la Figura 5.8. Como puede observarse, los cambios son pequeños. Esto se debe a que, tal como se explicó más arriba, el comportamiento del modelo frente a la perturbación incorporada fue bueno. Sin embargo, es conveniente realizar esta nueva calibración pues permite acercar aún más el modelo a la realidad. En esta oportunidad, se logró alcanzar un error cuadrático medio normalizado de 1,4 %.

Figura 5.8

Conductividades Hidráulicas (Calibración con Bombeo)



Para modelar la pluma, se asigna una concentración de 2.400 mg/L de cobre a parte de la recarga, observándose su avance a lo largo de la quebrada. Esta fuente de contaminación se considera continua, ya que por su naturaleza es muy difícil de eliminar y sus efectos podrían prolongarse por varios años, aún si se deja de lixiviar en el botadero.

Las concentraciones observadas en los pozos de la cortina hidráulica y en los pozos de monitoreo permitieron calibrar el sistema. Por simplicidad, se ha considerado que el pozo PB-1 bombea 0,5 L/s durante todo el período.

La pluma puede verse en la Figura 5.9. Ella representa la situación de la quebrada diez años después del inicio del problema. Las concentraciones aparecen estables y la pluma ocupa gran parte del Acuífero 1.

Figura 5.9
Concentración de Cobre

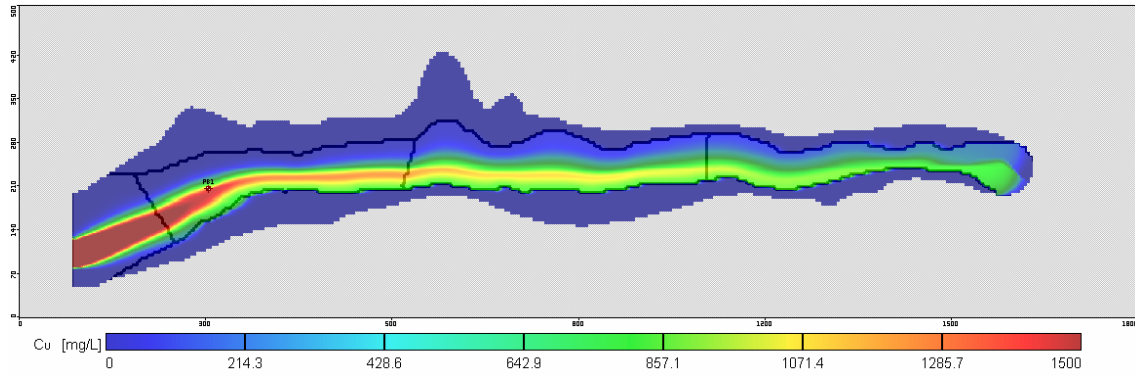
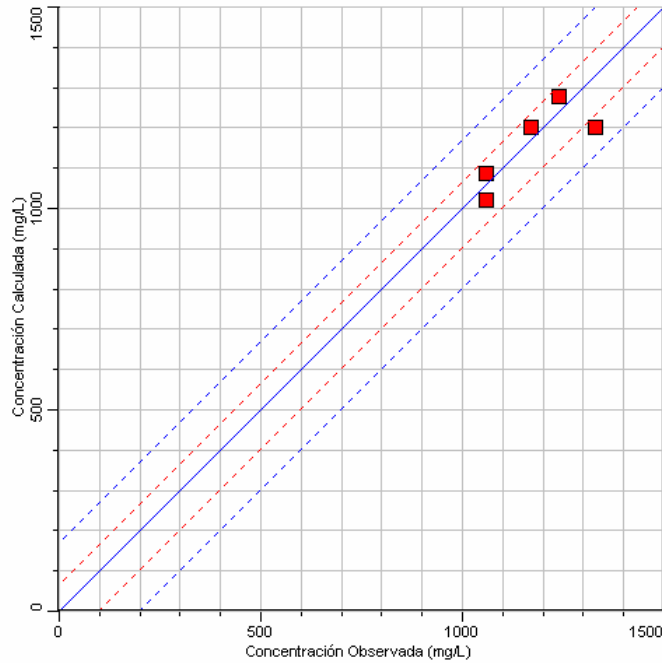


Figura 5.10
Resultado Calibración de Concentraciones



■ Layer #1 : Conc001 - - - 95% confidence interval - - - 95% interval

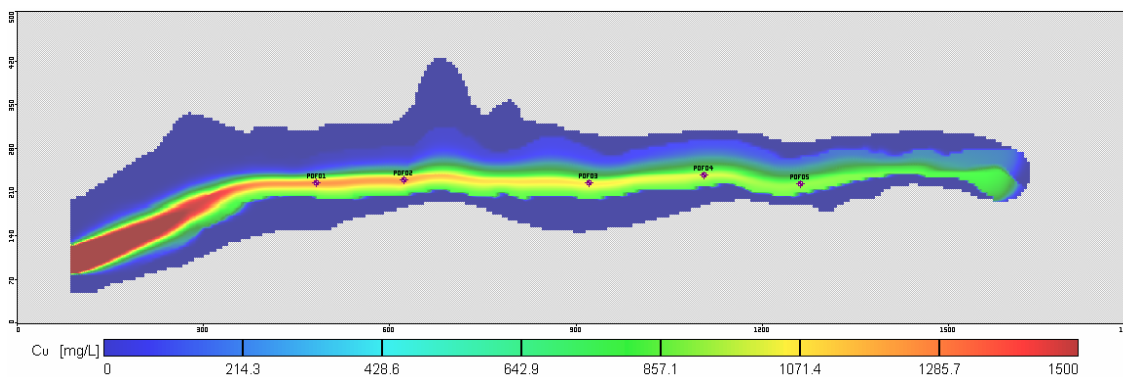
Max. Residual: -129 (mg/L) at M-4(2)/A
Min. Residual: 27 (mg/L) at OBS/A
Residual Mean : -14.52 (mg/L)
Abs. Residual Mean : 53.04 (mg/L)

Num. of Data Points : 50
Standard Error of the Estimate : 31.893 (mg/L)
Root Mean Squared : 65.418 (mg/L)
Normalized RMS : 24.229 (%)
Correlation Coefficient : 0.797

Como puede observarse, el bombeo del pozo PB-1 no estaría logrando contener la totalidad de la pluma, por lo que se deberá estudiar una posible mejora del sistema. A fin de obtener mayor información, se han incorporado pozos de observación que entreguen las concentraciones de cobre simuladas en diferentes puntos de interés a lo largo de la quebrada. Ello permitirá estudiar la evolución temporal y espacial de las concentraciones de cobre, y serán de gran utilidad para evaluar la eficiencia de la mejora que se propondrá más adelante. Los pozos mencionados se ubicaron en los sectores que presentan las mayores concentraciones de cobre a lo largo de la quebrada, tal como se muestra en la Figura 5.11.

Figura 5.11

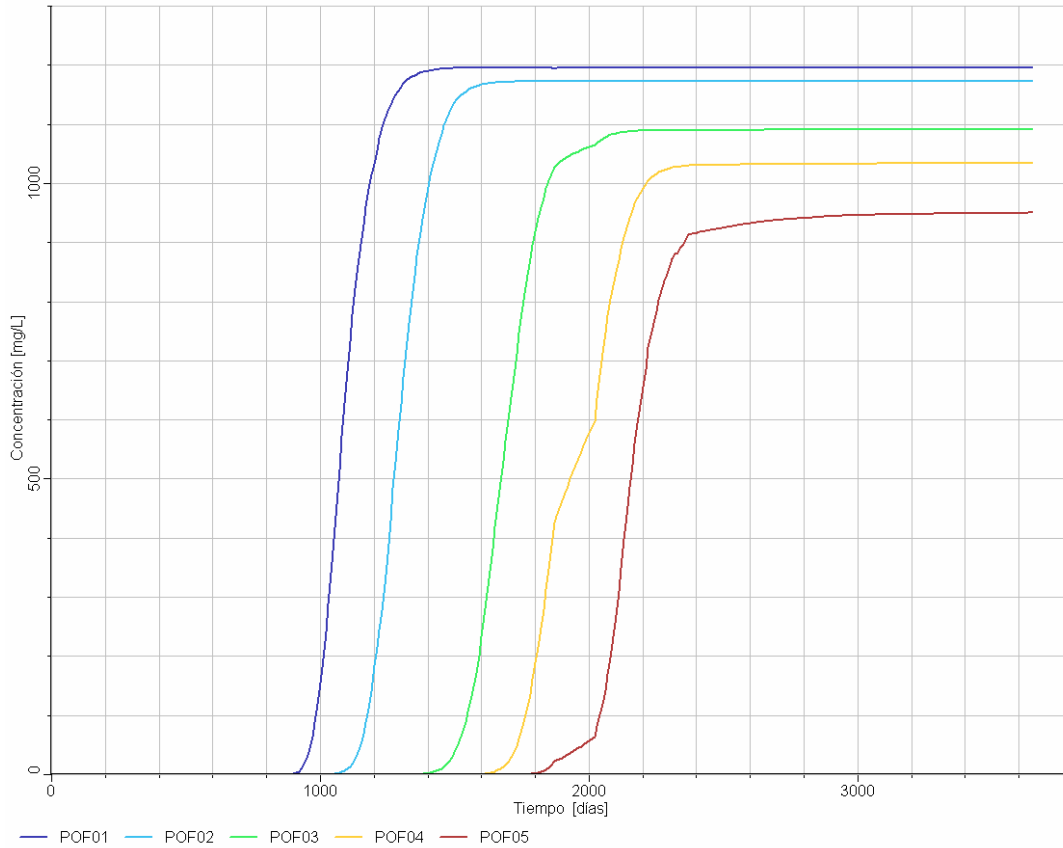
Ubicación de Puntos de Interés (Concentraciones simuladas)



La Figura 5.12 muestra la concentración simulada en cada uno de estos puntos a lo largo de los diez años de simulación. Permite notar el avance de la pluma en el tiempo: el punto POF01, que corresponde al primero desde aguas arriba hacia aguas abajo, es el primero en evidenciar la presencia de cobre en sus aguas. Luego la concentración de cobre en el punto POF02 comienza a aumentar, y así hasta el pozo POF05. Es importante observar también que el valor en que se estabilizan las concentraciones en cada punto disminuye hacia aguas abajo. Esto ocurre debido a los fenómenos de dispersión mecánica y difusión molecular que tienen lugar durante el transporte de contaminantes.

Figura 5.12

Concentración simulada versus Tiempo en Puntos de Interés



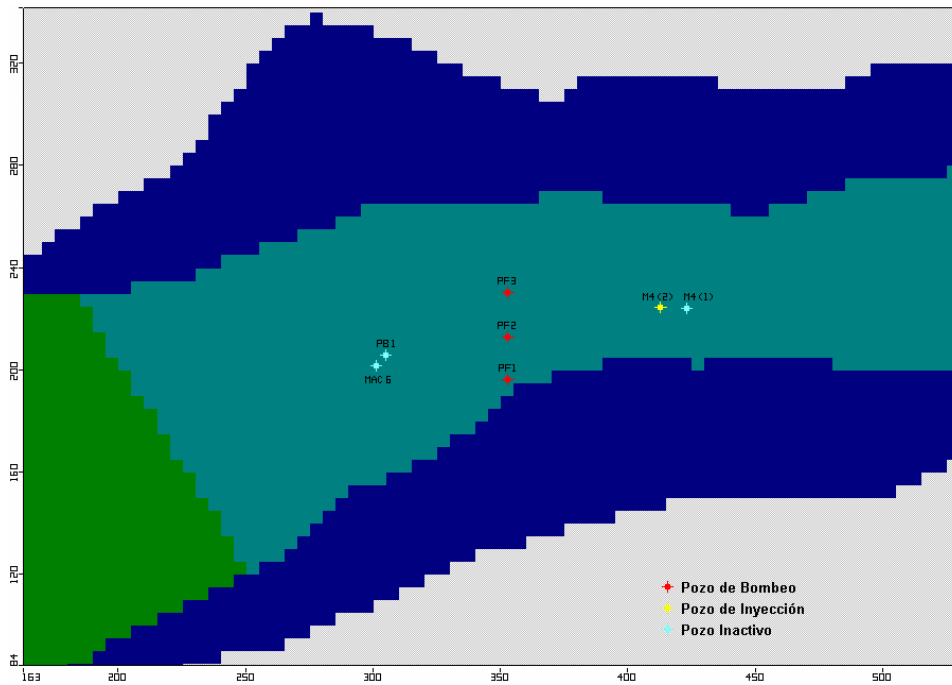
5.3 Mejoras propuestas

La información obtenida describe la situación actual de la quebrada. La pluma se extiende por toda su extensión a pesar de que se busca contenerla mediante la operación continua del pozo PB-1. Por ello, a continuación se presenta una propuesta que permitiría la extracción de la totalidad de las aguas químicamente alteradas.

Partiendo de las concentraciones de la Figura 5.9, se ha buscado una configuración de bombeo e inyección que logre el objetivo de contención de la pluma. Para ello ha sido necesario crear nuevos pozos de bombeo, denominados PF1, PF2 y PF3. Ellos se ubican entre la actual cortina hidráulica y los pozos de observación M4(1) y M4(2). Cada uno de

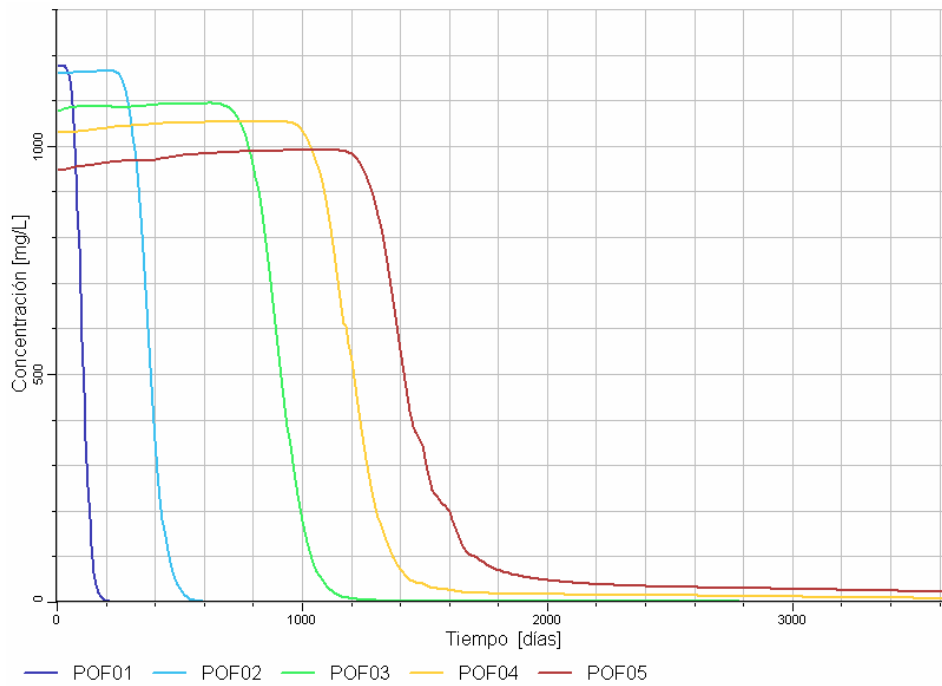
estos pozos debe bombear 1,5 L/s, mientras que el pozo M4(2) será utilizado como pozo de inyección, devolviendo al sistema aguas tratadas a una tasa de 2,5 L/s. La ubicación de estos nuevos pozos se describe en la Figura 5.13.

Figura 5.13
Cortina Hidráulica Propuesta



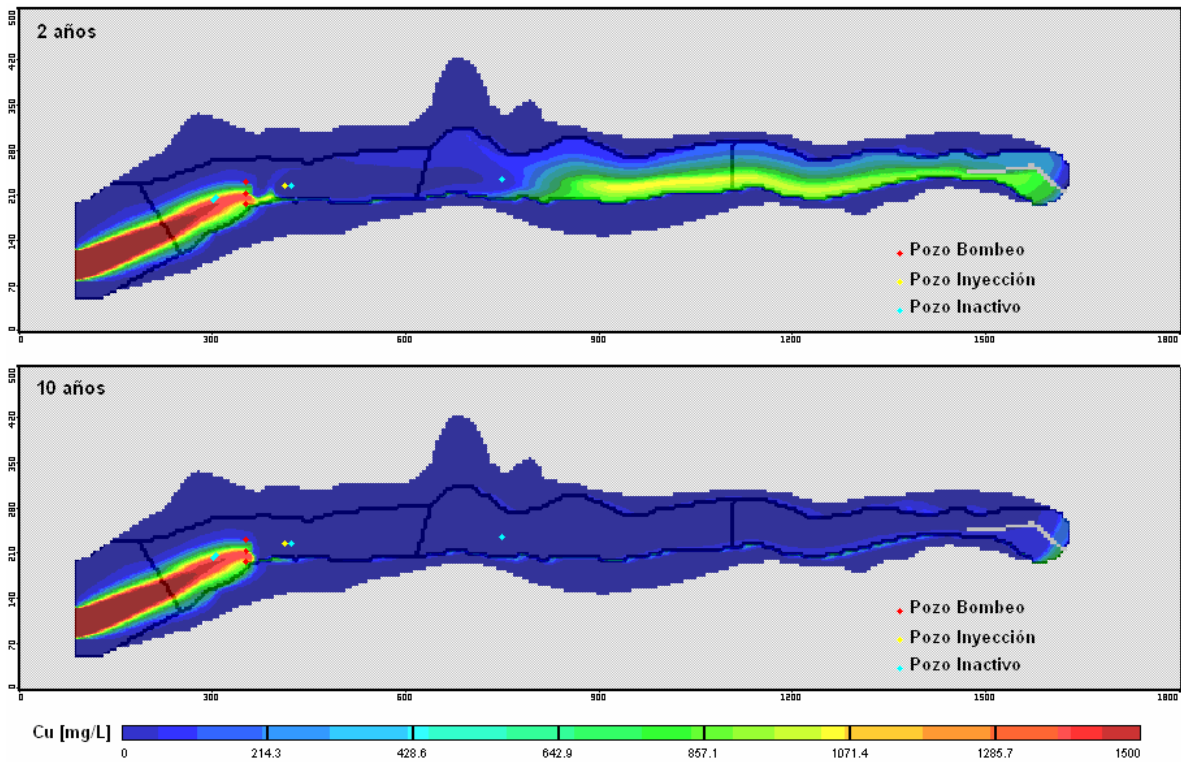
Frente al esquema propuesto, las concentraciones simuladas en los puntos de interés incorporados más arriba se comportan como se muestra en la Figura 5.14.

Figura 5.14
Concentraciones vs. Tiempo



Como puede observarse en la Figura 5.14, las concentraciones decaen primero en los puntos ubicados aguas arriba. La Figura 5.15 muestra las concentraciones de cobre a lo largo de la quebrada luego de 2 y 10 años de iniciado el bombeo e inyección, a partir de la situación actual (Figura 5.9).

Figura 5.15
Evolución de la pluma (2 y 10 años)



Las Figuras 5.14 y 5.15 ilustran la evolución en el tiempo y en el espacio de la pluma contaminante al aplicar el sistema de bombeo e inyección propuesto. Se observa que la contención de la pluma es efectiva y que paulatinamente la calidad del agua a lo largo de la quebrada mejora.

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El presente trabajo ha abordado el problema de la contaminación de recursos hídricos subterráneos y sus posibles soluciones. En particular, se ha abocado al estudio del uso de Bombeo y Tratamiento que presentan altas concentraciones de metales. A continuación se presentan las principales conclusiones del trabajo.

6.1 Conclusiones

- El diseño de un sistema de Bombeo y Tratamiento depende del objetivo que se plantee en cada sitio. Cuando se busca restaurar completamente el acuífero, resulta imperativo remover o aislar completamente la fuente de contaminación, y realizar un bombeo lo suficientemente intensivo como para captar la totalidad de las aguas alteradas. Cuando la eliminación de la fuente resulta muy costosa o impracticable, se puede optar por contener hidráulicamente la pluma, bombeando en uno o más pozos (dependiendo de las características del sistema) ubicados estratégicamente en la dirección del gradiente hidráulico.
- Las críticas que se han generado en torno a la eficiencia del Bombeo y Tratamiento se deben principalmente a que los objetivos que se plantean son, en muchos casos, demasiado exigentes. Si se plantearan objetivos más realistas (en cuanto a la calidad de agua resultante) el sistema posiblemente tendría menos detractores.
- El Bombeo y Tratamiento es una tecnología muy intensiva en cuanto al uso de energía, y por ser una solución relativamente lenta, resulta cara. Lo anterior se reafirma al analizar los dos casos presentados en el Capítulo 3. Si bien en ambos se han observado progresos indiscutibles respecto de la situación inicial, en ninguno se ha alcanzado, a la fecha, la limpieza total del acuífero, a pesar de los grandes

esfuerzos realizados durante años. Habría que esperar algunos años más para evaluar la situación final de los sitios y poder emitir un juicio final acerca de la eficiencia económica del Bombeo y Tratamiento en estos casos.

- Resulta muy complejo realizar una comparación entre los casos mencionados y el sistema Quebrada Blanca/Choja. Si bien comparten algunas características, en cada sitio existe un gran conjunto de factores que influyen en el resultado, por lo que cada sistema es muy particular. A pesar de ello, los primeros pueden ser utilizados como referencia para fijar objetivos alcanzables.
- El modelo del sistema Quebrada Blanca/Choja desarrollado en este trabajo de título indica que el bombeo no estaría siendo efectivo en cuanto a la contención de la pluma contaminante. Este hecho se corrobora al analizar las muestras de agua en los pozos de monitoreo ubicados aguas abajo de la cortina hidráulica, donde es posible encontrar concentraciones de cobre y sulfato muy por sobre los niveles que corresponderían a la calidad natural del sector.
- Si bien aún no se tiene certeza de la continuidad de la fuente contaminante⁴, se decidió construir el modelo suponiendo la situación más desfavorable, es decir, que se trata de una fuente continua de contaminación. Hasta ahora este supuesto es válido, ya que no se han observado grandes mejoras en la calidad de las aguas de los pozos de la cortina hidráulica, algo que ocurrirá en algún momento si se trata de una fuente no continua de contaminación.
- En Chile, existe una exigencia legal que debe considerarse a la hora de escoger un sistema de Bombeo y Tratamiento: es necesario contar con derechos de agua para su extracción desde el acuífero. Si bien hasta ahora no se han constituido derechos no

⁴ Una fuente continua podría corresponder, por ejemplo, a filtraciones a través del muro interceptor de soluciones, mientras que una fuente no continua habría sido una rotura de la membrana impermeable de la piscina recolectora, que ya habría sido reparada.

consuntivos sobre aguas subterráneas, ello sería una alternativa apropiada en casos en que no sea posible obtener derechos consuntivos.

- Las barreras reactivas permeables constituyen una alternativa muy interesante. Se trata de una solución pasiva, donde la pluma atraviesa un muro subterráneo permeable hecho de materiales reactivos que buscan destruir, transformar o inmovilizar los contaminantes presentes. Su implementación es sencilla y requiere menores niveles de operación y mantención que el Bombeo y Tratamiento. La principal limitación de las PRBs es que sólo pueden utilizarse cuando el acuífero es libre y relativamente somero.

6.2 Recomendaciones

El modelo numérico indica que el sistema de bombeo actual no estaría siendo suficiente para contener completamente la pluma contaminante. Ante esto se sugiere considerar las siguientes medidas:

- Intensificar el bombeo.
- Estudiar la posibilidad de construir una barrera reactiva permeable.

Estas medidas no son excluyentes. Es más, se recomienda primero comenzar a bombear en algún pozo existente. Luego de algunos meses, según el resultado de la nueva configuración, se sugiere evaluar la conveniencia de seguir bombeando de esa manera, perforar pozos de bombeo adicionales, o bien construir una PRB.

Por otra parte, se sugiere a las autoridades competentes pronunciarse acerca de la posibilidad de obtener derechos de agua no consuntivos a fin de implementar un sistema de Bombeo y Tratamiento en acuíferos donde sea necesario. Se requeriría establecer algún

margen de consumo de caudal, debido a que posiblemente se generarán pérdidas en el sistema.

REFERENCIAS

Aksoy A. & Culver T.C., “Comparison of Continuous and Pulsed Pump-and-Treat for Mass Transfer-Limited Aquifers”, 2004.

Baú D.A. & Mayer A.S., “Optimal design of pump-and-treat systems under uncertain hydraulic conductivity and plume distribution”, 2008.

Bedient P.B., Rifai H.S. & Newell C.J., “Groundwater Contamination”, 1999.

Chapelle, F.H., “The Hidden Sea: groundwater, springs and wells”, Geoscience Press Inc., Arizona, 1997.

CH2M HILL, “Performance Evaluation of Site Remediation for the United Chrome Superfund Site, Corvallis, Oregon”, Noviembre 1992.

Compañía Minera Quebrada Blanca S.A., “DIA Operaciones de Cierre del Sector de Acopio de Minerales de Baja Ley del Botadero de Estériles”, Noviembre 2006.

Costello C. for USEPA, “Acid Mine Drainage: Innovative Treatment Technologies”, 2003.

División de Recursos Hídricos y Medio Ambiente, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile, “Informe de Avance 1: Estudio de Filtraciones en Quebrada Choja”, Enero 2007.

División de Recursos Hídricos y Medio Ambiente, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile, “Informe Final: Estudio de Filtraciones en Quebrada Choja”, Abril 2007.

División de Recursos Hídricos y Medio Ambiente, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile, “Informe Final: Preparación y Puesta a Punto Cortina Hidráulica Quebrada Blanca”, Agosto 2007.

División de Recursos Hídricos y Medio Ambiente, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile, “Informe Final: Preparación, Puesta a Punto y Programa de Funcionamiento Cortina Hidráulica Quebrada Blanca”, Enero 2008.

Doshy S.M. for USEPA, “Bioremediation of Acid Mine Drainage Using Sulfate-Reducing Bacteria”, 2006.

Gibert O., De Pablo J., Cortina J.L. & Ayora C., “Evaluation of municipal compost/limestone/iron mixtures as filling material for permeable reactive barriers for in-situ acid mine drainage treatment”, 2003.

Golab A.N., Peterson M.A. & Indraratna B., "Selection of potential reactive materials for a permeable reactive barrier for remediating acidic groundwater in acid sulphate soil terrains", 2006.

Harvey, C. F., Haggerty R. & Gorelick S.M., "Aquifer Remediation: A method for Estimating Mass Transfer Rate Coefficients and an Evaluation of Pulsed Pumping", 1994.

Hill D., Seech A. & Mueller J., "Metals in groundwater immobilized using multiple-mechanism in situ approach", 2007

International Network for Acid Prevention (INAP), "Treatment of Sulphate in Mine Effluents", 2003.

King, R.B., Long G.M. & Sheldon J.K., "Practical Environmental Bioremediation: The Field Guide", 1998.

Komnitsas K., Bartzas G. & Paspaliaris I., "Cleanup of Acidic Leachates Using Fly Ash Barriers: Laboratory Column Studies", 2004.

Komnitsas K., Bartzas G. & Paspaliaris I., "Efficiency of limestone and red mud barriers: laboratory column studies", 2004.

Lapointe F., Fytas K. & McConchie D., "Efficiency of Bauxsol™ in Permeable Reactive Barriers to Treat Acid Rock Drainage", 2006.

Ludwig R.D, McGregor R.G., Blowes D.W., Benner S.G. & Mountjoy K., "A permeable reactive barrier for treatment of heavy metals", 2002.

Mercer, J.W. & Cohen R.M., "Limitations of Pump-and-Treat Systems in Ground-water Remediation", 1994.

Mulligan C.N. & Galvez-Cloutier R., "Bioremediation of Metal Contamination", 2003.

National Research Council, Committee on In Situ Bioremediation, "In Situ Bioremediation: When Does it Work?", 1993.

National Research Council, Committee on Ground Water Cleanup Alternatives, "Alternatives for Ground Water Cleanup" 1994.

National Research Council, Committee on Source Removal of Contaminants in the Subsurface, "Contaminants in the Subsurface: Source Zone Assessment and Remediation", 2004.

National Research Council, Committee on Technologies for Cleanup of Subsurface Contaminants in the DOE Weapons Complex, "Groundwater and Soil Cleanup: Improving Management of Persistent Contaminants", 1999.

Painter B., "Reactive Barriers: Hydraulic Performance and Design Enhancements", 2004.

Painter B., "Optimisation of Permeable Reactive Barrier Systems for the Remediation of Contaminated Groundwater", 2005.

Smyth D., Blowes D., Benner S. & Hulshof A., "In Situ Treatment of Acid Mine Drainage in Groundwater Using Permeable Reactive Materials", 2002.

Tenney C.M. & Lastoskie C.M., "Pulsed pumping process optimization using a potential flow model", 2007.

USEPA Superfund, "Record of Decision, United Chrome Products, Inc. Corvallis, Oregon", Septiembre 1986.

USEPA, Keely J.F., "Performance evaluations of Pump-and-Treat Remediation", 1989.

USEPA Superfund, "Record of Decision: King of Prussia, Winslow Township, New Jersey", Septiembre 1990.

USEPA, "Basis of Pump-and-Treat Ground-Water Remediation Technology", 1990.

USEPA Superfund, "Explanation of Significant Differences, United Chrome Products, Inc. Corvallis, Oregon", Diciembre 1991.

USEPA, "Methods for Monitoring Pump-and-Treat Performance", 1994.

USEPA Superfund, "Record of Decision: King of Prussia, Winslow Township, New Jersey", Septiembre 1995.

USEPA, "Pump-and-Treat Ground-Water Remediation: A Guide for Decision Makers and Practitioners", 1996.

USEPA, Cohen R.M., Mercer J.W., Greenwald R.M. & Beljin M.S., "Design Guidelines for Conventional Pump-and-Treat Systems", 1997.

USEPA Region 10, "Five-Year Review Report, United Chrome Products Site, Corvallis, Oregon", Marzo 1998.

USEPA, "Cost and Performance Report. Pump and Treat of Contaminated Groundwater at the King of Prussia Technical Corporation Superfund Site, Winslow Township, New Jersey", Septiembre 1998.

USEPA, “Cost and Performance Report. Pump and Treat of Contaminated Groundwater at the United Chrome Superfund Site, Corvallis, Oregon”, Septiembre 1998.

USEPA, “Permeable Reactive Barrier Technologies for Contaminant Remediation”, 1998.

USEPA, “Field Applications of In Situ Remediation Technologies: Permeable Reactive Barriers”, 1999.

USEPA Region 2, “Five-Year Review Report. King of Prussia Site, Winslow Township, New Jersey”, Septiembre 2000.

USEPA, “Cost Analyses for Selected Groundwater Cleanup Projects: Pump and Treat Systems and Permeable Reactive Barriers”, 2001

USEPA, “Groundwater Pump and Treat Systems: Summary of Selected Cost and Performance Information at Superfund-financed Sites”, 2001.

USEPA Region 10, “Five-Year Review Report, United Chrome Products Site, Corvallis, Oregon”, Marzo 2003.

USEPA, “Cost-Effective Design of Pump and Treat Systems”, 2005.

USEPA Region 2, “Second Five-Year Review Report for King of Prussia Site, Winslow Township, New Jersey”, Septiembre 2005.

USEPA, “Optimization Strategies for Long-Term Ground Water Remedies (with Particular Emphasis on Pump and Treat Systems)”, 2007.

USEPA, “Monitored Natural Attenuation of Inorganic Contaminants in Ground Water, Vol. 2: Assessment for Non-Radionuclides Including Arsenic, Cadmium, Chromium, Copper, Lead, Nickel, Nitrate, Perchlorate, and Selenium”, 2007.

Waybrant K.R., Blowes D.W. & Ptacek, C.J., “Selection of Reactive Mixtures for Use in Permeable Reactive Walls for Treatment of Mine Drainage”, 1998.

World Health Organization, “Protecting groundwater for health”, 2006.

Younger P.L., Banwart S.A. & Hedin R.S., “Mine Water: Hydrology, Pollution, Remediation”, 2002.

Ley de Bases Generales del Medio Ambiente, Ley N° 19.300, 1994.

Norma de Emisión de Residuos Líquidos a Aguas Subterráneas, D.S. N°46, 2002.

Manual para la Aplicación del Concepto de Vulnerabilidad de Acuíferos establecido en la Norma de Emisión de Residuos Líquidos a Aguas Subterráneas D.S. N°46, Resolución DGA N° 599, 2004.

Código de Aguas, Decreto con fuerza de Ley N° 1.122, 1981.

ANEXO A: EVOLUCIÓN DEL SISTEMA QUEBRADA BLANCA/CHOJA

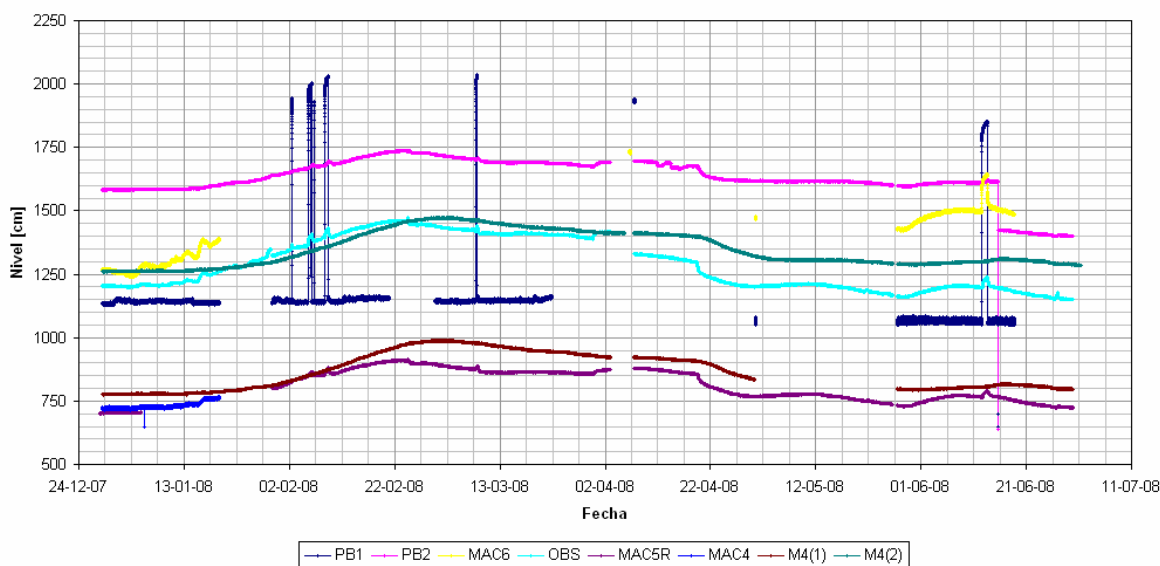
El presente Anexo tiene como objetivo presentar en forma breve los resultados del monitoreo realizado en el sistema Quebrada Choja, desde el inicio del sistema de Bombeo y Tratamiento. Éste lleva aproximadamente un año en funcionamiento. El análisis de su evolución se ha realizado mediante el uso de sensores CTD y transductores de presión, registrando en forma continua niveles, temperaturas y conductividades eléctricas en los pozos de interés. Además, se realizan muestreos completos en forma periódica (diariamente en PB1 y mensualmente en el resto de los pozos).

1. Información de Sensores

La Figura A.1 corresponde a la columna de agua sobre cada sensor durante todo el primer semestre del año 2008.

Figura A.1

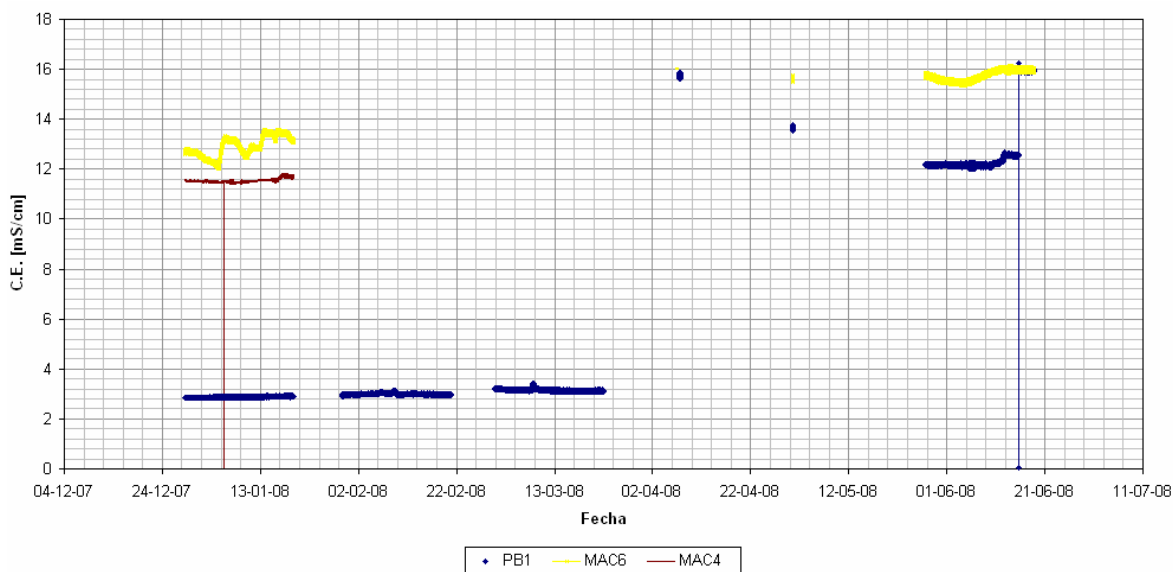
Niveles Pozos. Enero a Junio 2008.



La Figura A.1 muestra los cambios en los niveles freáticos durante el primer semestre del año 2008. El pozo de bombeo PB1 ha bombeado en forma continua durante prácticamente todo el período, a excepción de algunas fallas puntuales de corta duración y poco significativas desde el punto de vista del rendimiento del sistema. El aumento que se observa en los niveles de los pozos entre febrero y fines de abril correspondería al efecto de recarga de las lluvias altiplánicas de los meses de verano, fenómeno conocido como el “invierno boliviano”.

La Figura A.2 representa las conductividades eléctricas en tres pozos de la cortina hidráulica. Lamentablemente, el sensor del pozo PB-1 presentó un desperfecto durante los primeros meses, registrando valores muy inferiores a los encontrados en las muestras que fueron analizadas en el laboratorio durante el mismo período. Además, un error impidió la correcta obtención de los datos durante los meses de Abril y Mayo. La información más confiable indica que la conductividad eléctrica de las aguas de la cortina hidráulica sería entre 12 y 16 mS/cm, aproximadamente.

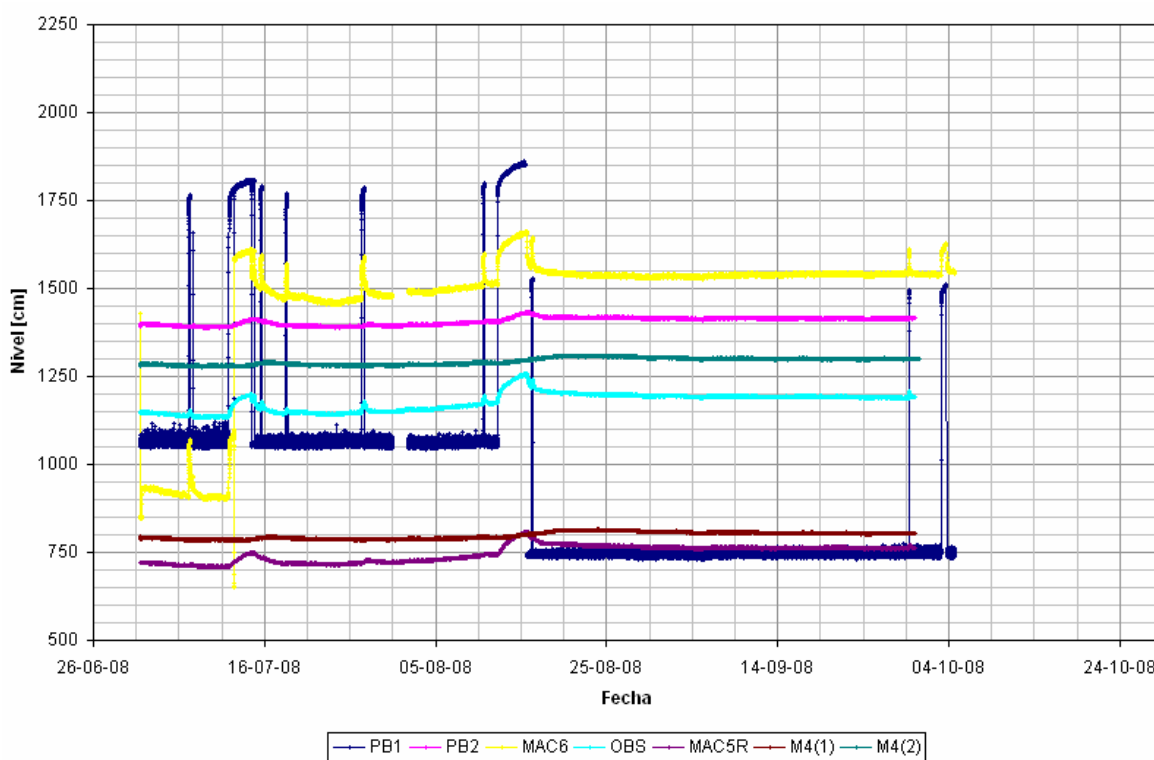
Figura A.2
Conductividad Eléctrica. Enero a Junio 2008.



La Figura A.3 representa los niveles en los pozos durante el tercer trimestre del año 2008. En este período se observa que todos los niveles se han estabilizado, excepto algunas variaciones pequeñas, que no tendrían relación con el bombeo. Las breves detenciones de la bomba que se observan en el pozo PB-1 pueden observarse en los pozos más cercanos a él, mientras que en los que se ubican más lejos no son perceptibles.

Figura A.3

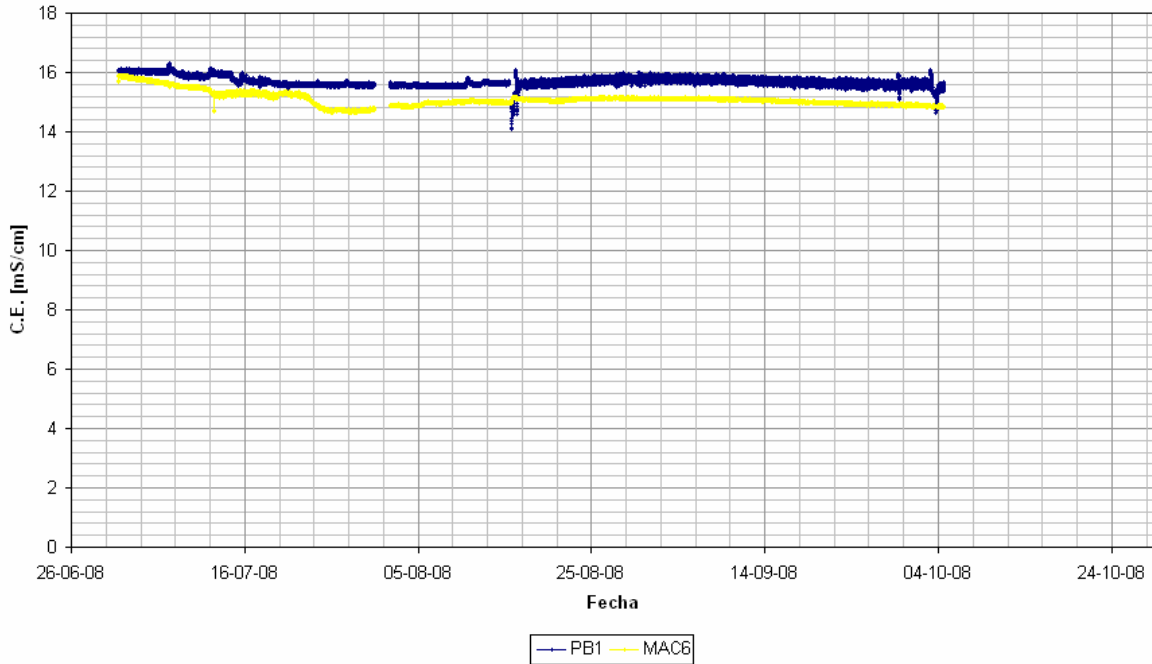
Niveles Pozos. Julio a Septiembre 2008



La Figura A.4 ilustra la evolución de la conductividad eléctrica durante el tercer trimestre del año en curso. Durante este período el registro de los datos se llevó a cabo sin inconvenientes. Es posible observar que la conductividad eléctrica se ha mantenido relativamente estable, lo que puede interpretarse como un indicio de que la fuente de contaminación estaría actuando en forma continua. Sin embargo, dado que el sistema aún es muy joven, se deberá esperar algunos meses para realizar este tipo de conclusiones.

Figura A-4

Conductividad Eléctrica. Julio a Septiembre 2008.



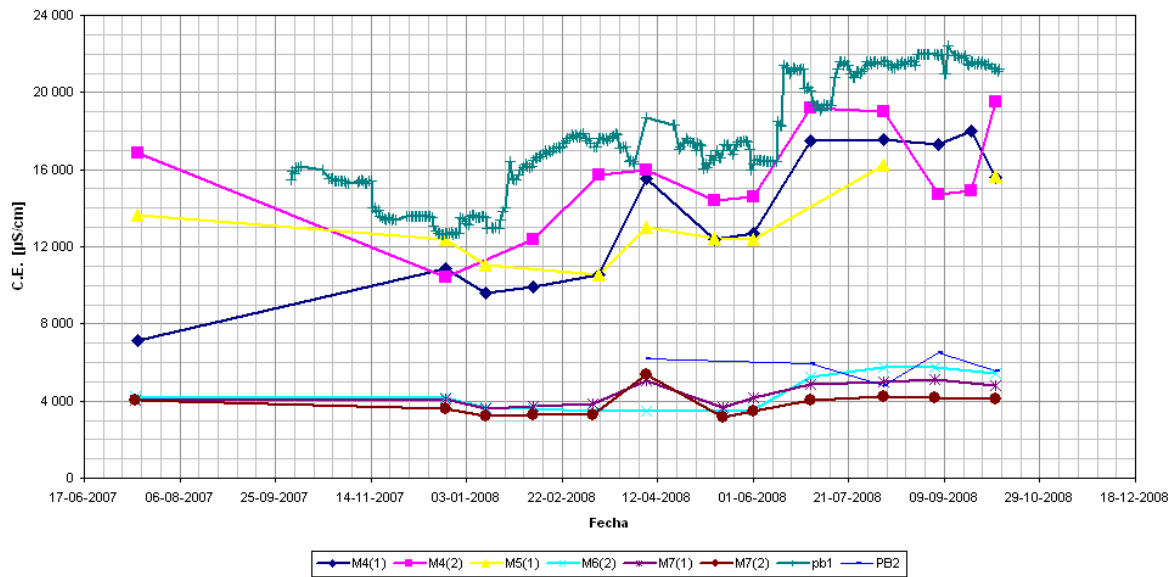
2. Información de Muestreos

Además de tener un registro continuo gracias al uso de sensores CTD y transductores de presión, se toma diariamente una muestra de agua del pozo de bombeo PB1 para su análisis en el laboratorio de Quebrada Blanca. Asimismo, todos los demás pozos son muestreados y analizados mensualmente.

La Figura A.5 muestra las conductividades eléctricas en diferentes pozos a lo largo de la quebrada, según las muestras señaladas. En el gráfico es posible identificar dos grupos de pozos: aquellos con valores altos de conductividad eléctrica (8.000 a 22.000 $\mu\text{S/cm}$) corresponden a los que se ubican en el Acuífero 1, mientras que los demás se encuentran aguas debajo del primer afloramiento (conductividades eléctricas entre 3.000 y 5.000 $\mu\text{S/cm}$). PB2 es la única excepción: como ya se ha explicado es un pozo muy diferente de

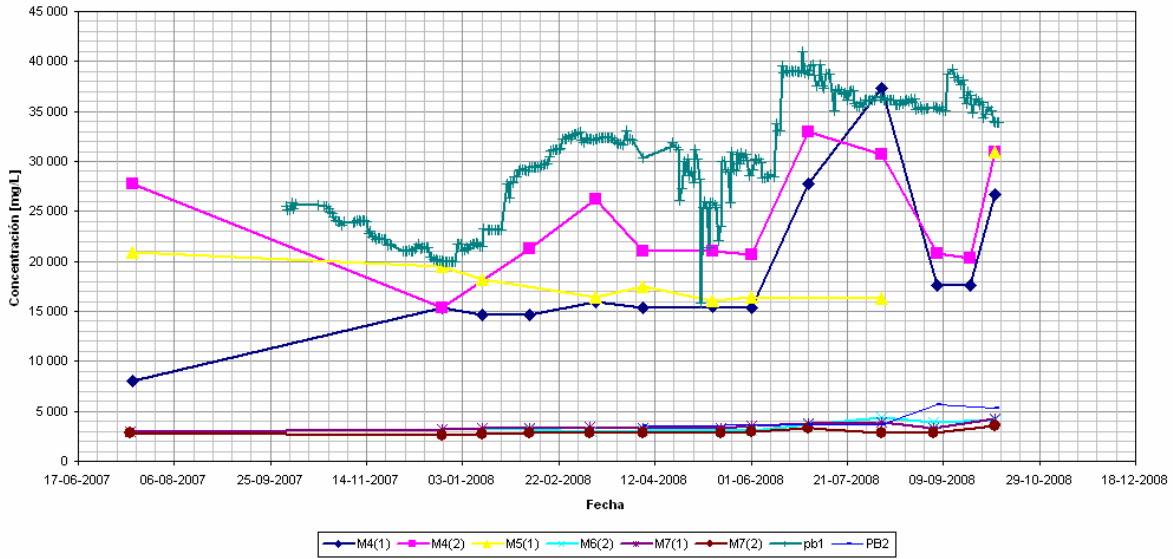
los demás componentes de la cortina hidráulica, y presenta una baja conductividad eléctrica (aproximadamente 6.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Figura A.5
Conductividad Eléctrica



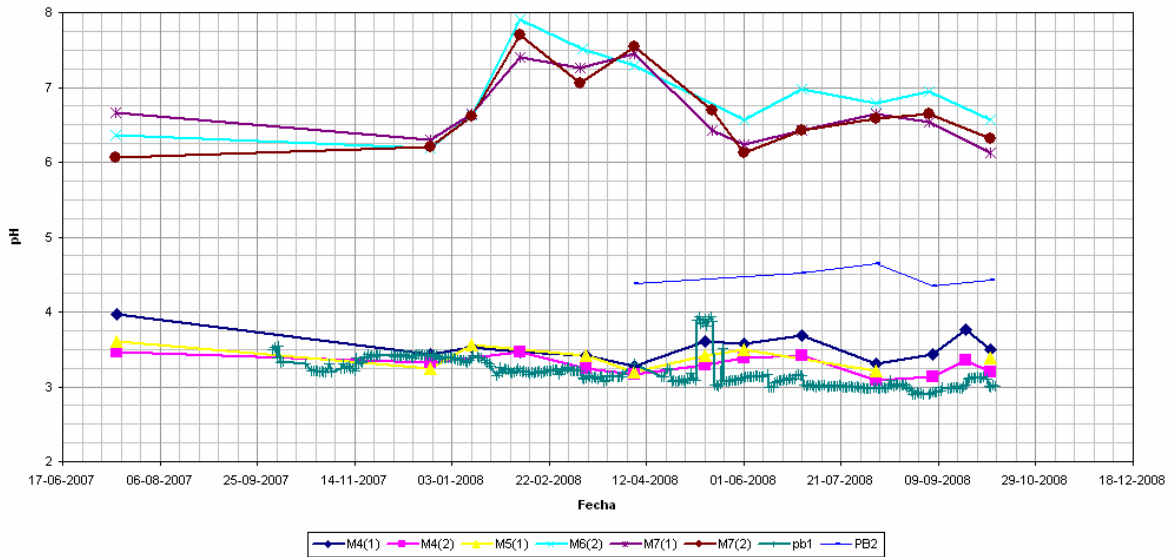
Algo similar ocurre con el contenido de sulfato en las aguas. La Figura A.6 muestra los dos grupos de pozos con una marcada separación. Los pozos del Acuífero 1 alcanzan concentraciones de hasta 40.000 mg/L, mientras que el segundo grupo no supera los 5.000 mg/L. Las aguas del pozo PB2 contienen poco sulfato en comparación a las de los pozos cercanos, asimilándose a los valores encontrados en los pozos del Acuífero 2.

Figura A.6
Concentración de Sulfato



Los dos grupos de pozos son claramente identificables también en la Figura A.6, que representa los valores de pH de las muestras. En este caso, las aguas son ácidas en el Acuífero 1, con valores de pH entre 3,0 y 4,0. Los pozos del Acuífero 2 presentan pH más bien neutros, entre 6,0 y 8,0. Nuevamente PB2 presenta un comportamiento diferente al de los pozos que se ubican cerca. Esta vez, tiene un pH mayor que sus vecinos (aproximadamente 4,5), pero bastante menor que el de los pozos que se ubican en el Acuífero 2.

Figura A.7
pH



Finalmente, las Figuras A.8 y A.9 presentan las concentraciones de cobre en los distintos pozos. Se han preparado gráficos separados por acuífero pues la diferencia entre los dos grupos de pozos es de tres órdenes de magnitud. PB2 no fue incluido en ninguno de los dos grupos, pues su comportamiento es intermedio, con concentraciones máximas de 25 mg/L.

Figura A.8
Concentración de Cobre Acuífero 1

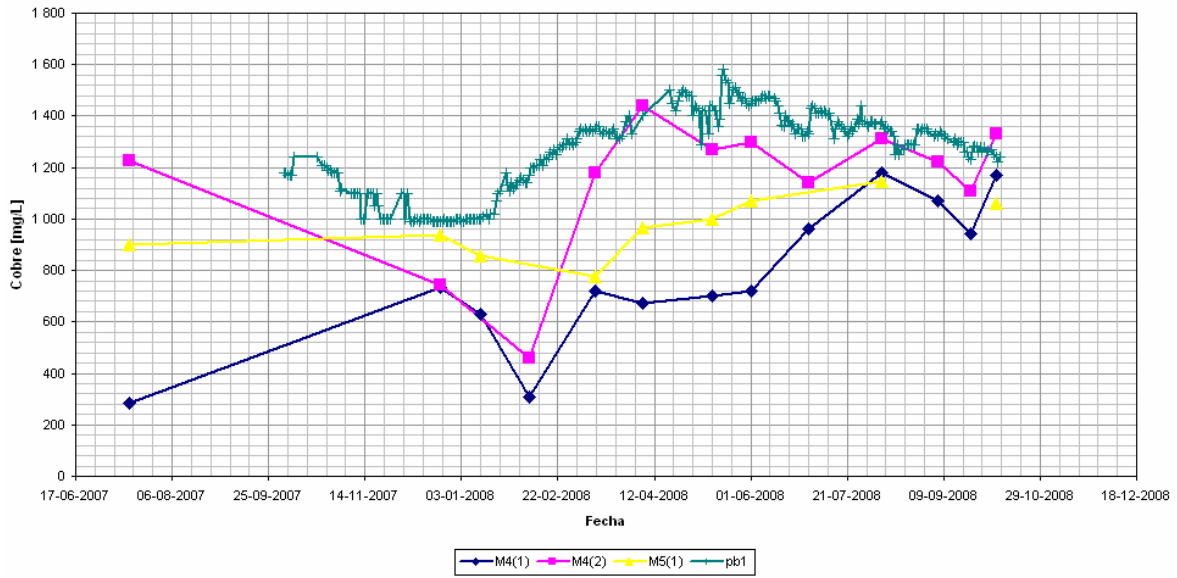
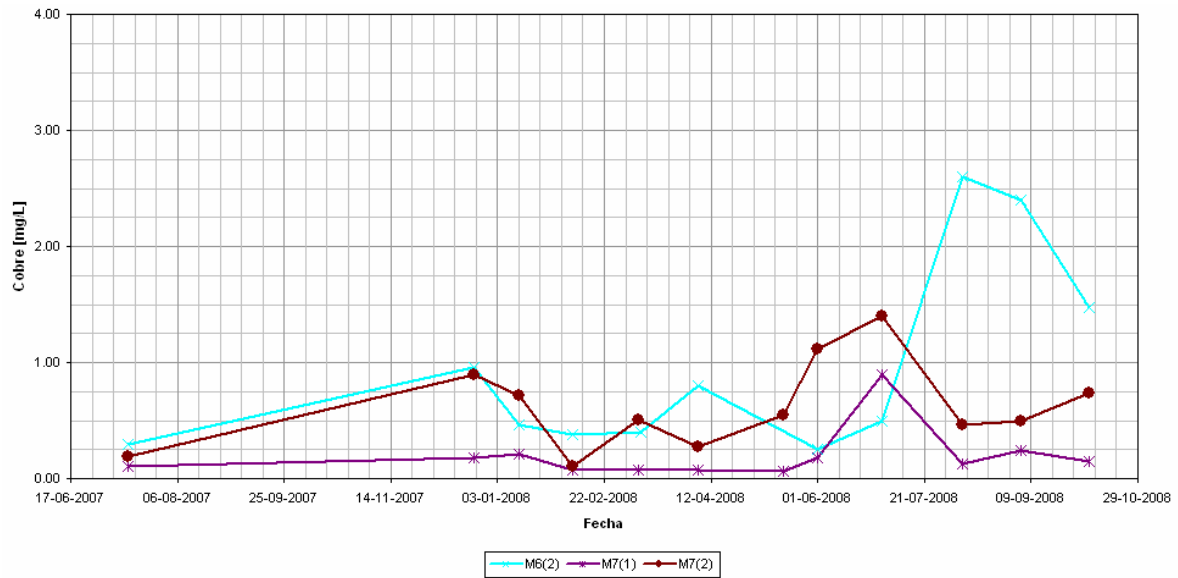


Figura A.9
Concentración de Cobre Acuífero 2



3. Comentarios

A modo de comentario final, se debe reiterar que sería precipitado calificar el sistema de Bombeo y Tratamiento a partir de la información expuesta en el presente Anexo. Como ya se señaló anteriormente, los sistemas de Bombeo y Tratamiento requieren varios años, o incluso décadas, para alcanzar sus objetivos. Habrá que esperar entonces la evolución de los parámetros de calidad estudiados para emitir una sentencia con fundamentos sólidos.

Es importante, por lo tanto, proseguir con un plan de monitoreo completo, como el que se ha llevado a cabo hasta la fecha. Información incompleta es difícil de interpretar, y las consecuencias podrían ser considerables si se toman decisiones en base a supuestos erróneos.