

---

## SEGUIMIENTO Y PROPUESTAS DE ACTUACIÓN EN UN ACUÍFERO ALUVIAL CONTAMINADO CON PERCLOROETILENO

**GUIMERÀ Jordi<sup>1</sup>, VEGA José Luis<sup>1</sup>, JORDANA Salvador<sup>1</sup>, SUBIRANA Josep Miquel<sup>2</sup>, DOMÈNECH Josep Anton<sup>2</sup>, MARTÍ Vicens<sup>3</sup>, ROVIRA Miquel<sup>3</sup> y DE PABLO Joan<sup>3</sup>**

<sup>1</sup>QuantiSci, S.L., Parc Tecnològic del Vallès, 08190 Cerdanyola (Barcelona) jguimera@quantisci.es

<sup>2</sup> Junta de Residus, Dr. Roux, 80 08017-Barcelona

<sup>3</sup> Laboratori de Gestió de Residus, Centre Tecnològic de Manresa, Manresa, (Barcelona)

### RESUMEN

Después de un episodio de contaminación de aguas subterráneas mediante vertido en superficie y afección de 6 m de suelo y zona no saturada, se realizó un proyecto de descontaminación por bombeo y aireación e inyección de aire que consiguió extraer del orden del 90% de PCE y redujo los niveles de contaminación en más de un orden de magnitud. La metodología empleada no fue suficiente para devolver los estándares de potabilidad al agua subterránea que era captada para abastecimiento urbano. En este artículo se presentan los resultados parciales de los trabajos de seguimiento y control del emplazamiento contaminado con PCE, donde se realizan pruebas de degradación en laboratorio, ensayos de campo en los cuales se toman muestras durante el bombeo y la modelización del acuífero para evaluar las mejores estrategias para su posterior gestión.

**PALABRAS CLAVE:** *Contaminación, PCE, ensayos laboratorio, descontaminación*

### INTRODUCCIÓN

La mala gestión de los disolventes orgánicos clorados ha producido un gran número de casos de contaminación de acuíferos de diversas tipologías, pero que todos se caracterizan por su gran dificultad de remediación (Cherry et al. 1996). A pesar de que las técnicas de extracción de contaminante suelen tener unos rendimientos muy altos, una fracción muy baja del contaminante residual puede seguir inutilizando los recursos del suelo o del acuífero durante varias décadas (Cherry 1994). Por este motivo es aconsejable combinar las técnicas más agresivas de recuperación con otras más selectivas, que producen una degradación del contaminante en el propio subsuelo.

En este trabajo se presenta la primera parte del seguimiento de un caso de contaminación por percloroetileno (PCE) donde una remediación clásica de inyección de vapor en el suelo y en el acuífero y bombeo de aire de la zona no saturada y agua del acuífero, tuvo un

rendimiento de más del 90% y rebajó la contaminación en el acuífero en un orden de magnitud. Sin embargo, el seguimiento posterior ha puesto de manifiesto que los niveles de PCE en el agua subterránea están todavía más de un orden de magnitud por encima de los niveles de potabilidad.

Este artículo se centra en los trabajos de seguimiento llevados a cabo en el acuífero después de la remediación, para lo cual se realizan además ensayos específicos tanto en campo como en laboratorio. Estos datos están siendo utilizados para la calibración de un modelo numérico de flujo y de transporte que servirá como apoyo para la estrategia de gestión del acuífero

## **METODOLOGÍA**

El trabajo está estructurado en ensayos de laboratorio, ensayos y seguimiento en campo y trabajos de modelización.

Los ensayos de laboratorio nos permiten determinar el comportamiento químico del PCE frente a reactivos que favorezcan su degradación en el propio acuífero. Se realizan ensayos con una columna de metacrilato rellena de hierro metálico en limaduras ( $Fe^0$ ), a través de la cual se hace circular agua contaminada del acuífero.

El acuífero es libre y se halla una pequeña terraza fluvial limitada por un río (700x300x15m). El término o área fuente se halla en el subsuelo de una nave industrial. La parte más concentrada del penacho de contaminación está en una zona agrícola que se riega por inundación y la parte menos afectada está en el subsuelo de un polígono industrial. El seguimiento del acuífero (control de niveles y toma de muestras) se lleva a cabo de forma clásica en una red de pozos y sondeos. Se han construido nuevos sondeos que permiten obtener datos de las zonas con un grado de incertidumbre más alto. Se han realizado muestreos durante un bombeo continuo que han servido para la caracterización del penacho contaminante. Está previsto realizar ensayos con trazadores conservativos entre sondeos para evaluar la viabilidad de realizar pruebas de descontaminación con reactivos *in situ*. Finalmente, los trabajos de modelización se orientan a simular el flujo, el transporte de contaminante a través del acuífero y a la simulación de la degradación del contaminante en contacto con el  $Fe^0$  mediante un código de transporte reactivo.

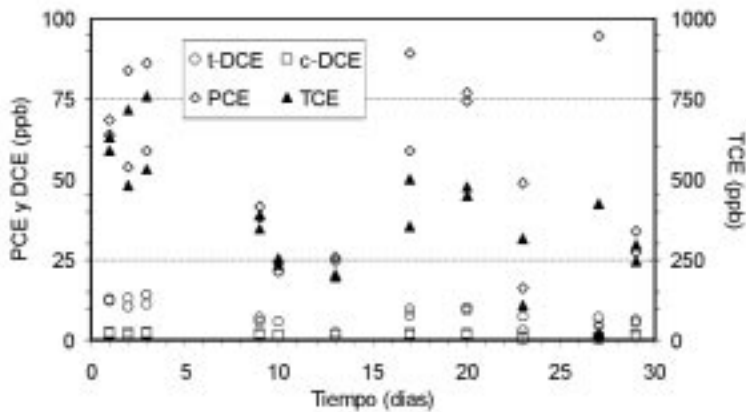
## **RESULTADOS**

### **Ensayos de laboratorio**

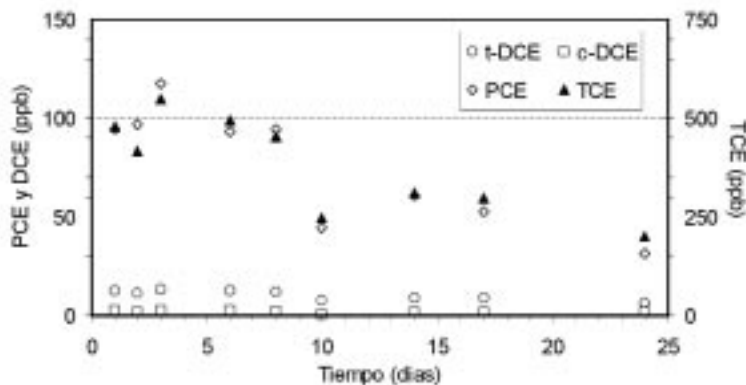
Los resultados preliminares de los ensayos de laboratorio apuntan hacia una reducción del PCE desde concentraciones similares a las del término fuente (miles de ppb) hasta valores por debajo de los límites de potabilidad (40 ppb, OMS, 2001). La columna experimental es un cilindro de 26 cm de altura y 5 cm de diámetro. La porosidad de la columna es del orden

del 50% y la conductividad hidráulica de  $4.9 \cdot 10^{-4}$  m/s. El experimento se ha realizado a dos caudales distintos: en primer lugar, el agua circula a una velocidad real de unos 0.5 m/d, comparable a los valores obtenidos en el acuífero mediante ensayos de dilución puntual. En segundo lugar, se establece un flujo que es la mitad del inicial. La composición del agua de inyección es agua contaminada del propio término fuente: 98.04 ppb cis-DCE, 101.14 ppb TCE y 2062 ppb PCE.

Sin embargo, aunque inicialmente también disminuyen el TCE y el DCE –éste último finalmente desaparece-, el TCE aumenta hasta unas 750 ppb –superiores a las 70 ppb recomendadas- debido a la degradación del PCE. La Figura 1 muestra la evolución de los compuestos durante el ensayo a velocidad 0.5 m/d. En la Figura 2, los resultados del



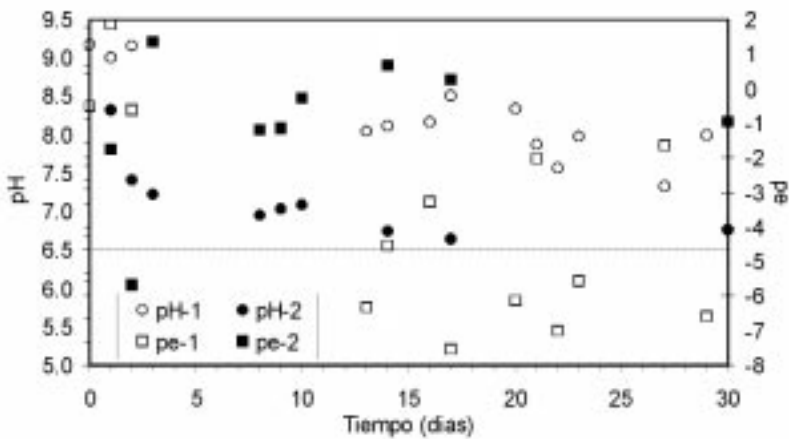
**Figura 1.** Concentraciones de salida en el ensayo 1 con flujo constante e igual a una velocidad de 0.5 m/d, equivalente a la del acuífero. La longitud de la columna es de 0.25 m. Las concentraciones de entrada son 98.04 ppb cis-DCE, 101.14 ppb TCE y 2062 ppb PCE. Nótese la inmediata reducción del PCE y la formación de TCE debido probablemente a la degradación del PCE.



**Figura 2.** Concentraciones de salida en el ensayo 2 con flujo constante e igual a una velocidad de 0.25 m/d, equivalente a la del acuífero. Las dimensiones y concentraciones de entrada son iguales a las de la Figura 1.

ensayo a velocidad 0.25 m/d. En el ensayo 1 la formación de TCE es más aparente que en el 2, debido a que el tiempo de permanencia del agua contaminada dentro de la columna es menor. Así, el nuevo TCE no tiene suficiente tiempo de permanencia para degradarse. En cambio, en el ensayo 2 (Figura 2), el nuevo TCE alcanza una concentración máxima de 2/3 la del ensayo 1, y muestra una clara tendencia a disminuir con la duración del experimento.

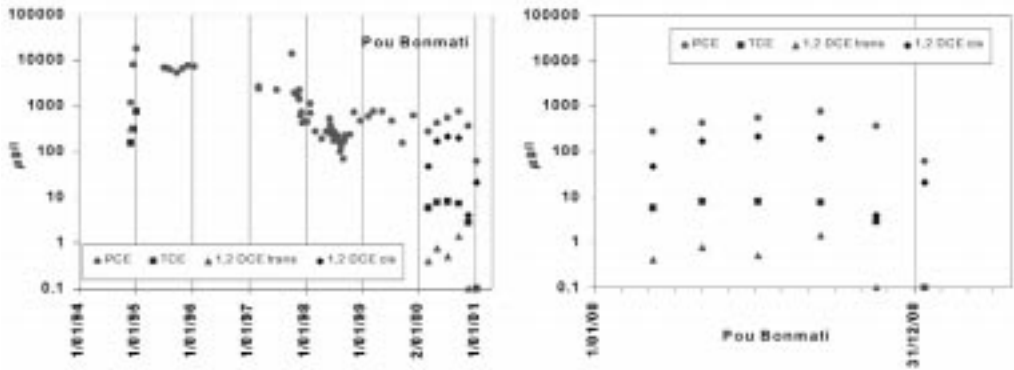
Cabe notar que desde el primer día en el segundo ensayo la concentración de PCE disminuye un factor 20 y que el DCE está dentro de los límites de potabilidad. Estos resultados animan a ser optimistas para la implementación en campo de una prueba piloto con  $\text{Fe}^0$ . Sin embargo, de cara a la remediación del acuífero, debería tenerse en cuenta que el potencial redox disminuye notablemente y que el pH varía también significativamente (Figura 3). Estos resultados llevan a la conclusión de que el agua tratada *in situ*, debería diluirse significativamente o equilibrarse con el acuífero nuevamente antes de poder ser incorporada a la red de abastecimiento. Estos aspectos se tratarán de evaluar cuantitativamente en un futuro mediante simulaciones de transporte reactivo.



**Figura 3.** Variación del pH y del potencial redox (como pe) del agua tratada durante los dos ensayos. En símbolos blancos, el ensayo 1 y en símbolos negros, el ensayo 2.

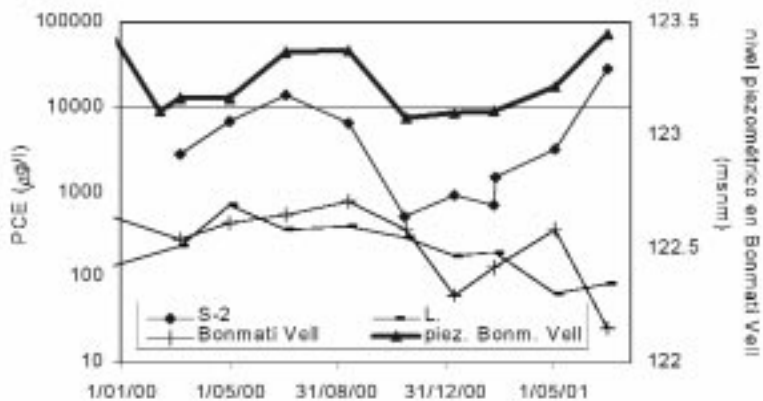
### Seguimiento y ensayos de campo

El punto de control más relevante es un pozo de abastecimiento, actualmente clausurado. En la Figura 4 podemos observar el registro histórico de concentraciones de compuestos organoclorados en ese pozo desde que se detectó la contaminación hasta la actualidad. Se observa cómo la concentración de PCE aumenta inmediatamente después de la remediación (habiendo disminuido más de un orden de magnitud durante esta fase) y fluctúa con un periodo aproximadamente anual.



**Figura 4.** Evolución de la concentración de PCE, TCE e isómeros del DCE en el pozo de abastecimiento. Los límites de potabilidad de la OMS son de 40, 70, 30 y 50 ppb respectivamente. Nótese el efecto del periodo de remediación durante el año 1998, las oscilaciones anuales y que la concentración se expresa en escala logarítmica.

A la vista de las oscilaciones, se ha intentado correlacionar las variaciones de concentración con las variaciones de nivel (Figura 5). Dado que la frecuencia de medidas es bimensual, para ver si las oscilaciones de nivel eran importantes, se midieron de forma continua con un “Datta logger” que se instaló en el pozo PR-1, situado en el término fuente, durante un periodo de dos meses, en invierno. Durante este periodo se constatan oscilaciones de hasta 1m ( $\pm 0.5$  m respecto al nivel inicial) que se correlacionan con precipitaciones, bombeos intermitentes de las zonas menos contaminadas y oscilaciones del nivel del río.



**Figura 5.** Gráfico donde se representa la evolución de PCE en tres pozos situados sobre una línea de flujo (S2 en el área fuente, Bonmati Vell a 150 m y L. a 400 m) comparadas con la evolución piezométrica del acuífero (línea gruesa). Nótese que hay tantos puntos en la curva de niveles como en la de concentraciones.

Por último, presentamos los resultados obtenidos durante los ensayos de bombeo con obtención de muestras realizados en los pozos PR-1 y PR-3, cuyo objetivo es caracterizar la distribución de contaminante en el acuífero según los métodos de Holder y Teutsch (1999). Estos ensayos se sitúan en el área fuente y en un punto sobre una línea de flujo 75 m aguas abajo. La Figura 6 muestra los resultados del primero. Es importante comentar que ambos sondeos están acondicionados con tubería de hierro.

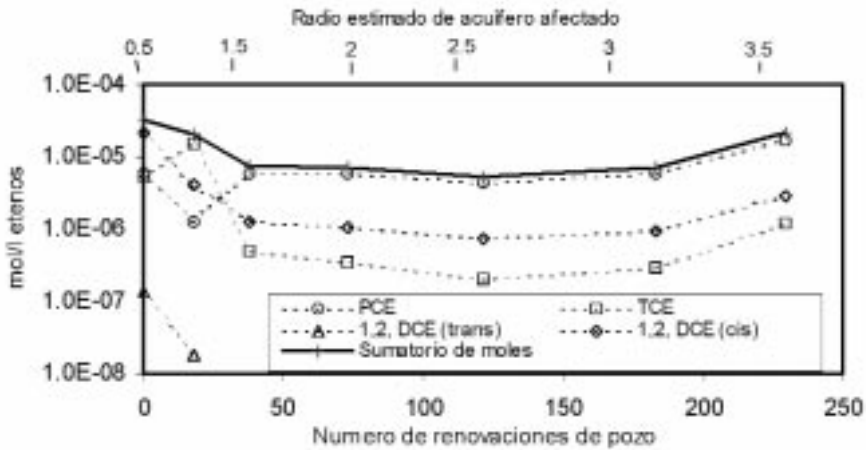


Figura 6. Evolución de la concentración de compuestos organoclorados durante el bombeo en el pozo PR-1. Radio en m desde el centro de pozo. Caudal de bombeo 1.5 l/s.

### Modelización

La modelización del acuífero está encaminada a que la integración de las series de datos y de la información geológica, química e hidráulica en un modelo conceptual coherente sea además verificable de forma numérica. Dada la calidad de la información, se ha utilizado el código BIOPLUME-III (Rafai et al., 1998) que permite simular el flujo de agua y transporte de solutos con reacciones muy sencillas de degradación. Se ha tomado un dominio próximo al acuífero contaminado, donde las condiciones de contorno son conocidas (Figura 7). El modelo no permite simular flujo multifase ni tampoco el lixiviado de fase pura desde la zona no saturada por oscilaciones de nivel freático. Así, el modelo conceptual de transporte se ha simplificado a una masa inicialmente conocida adsorbida en el terreno que se incorpora al agua en equilibrio con ésta. Las condiciones de flujo son de flujo natural con representación explícita de los bombeos más significativos.

### DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS QUE SE PRESENTAN

De los datos del seguimiento (Figura 4) se deduce que si bien la recuperación fue eficaz en términos de extracción de contaminante, no lo fue tanto en términos de composición final del agua para uso urbano. De hecho, aún notándose un descenso de un orden de

magnitud, se nota que periódicamente fluctúan las concentraciones de todos los disolventes en agua. Esta observación motivó la Figura 5, en la cual efectivamente se observa cómo las oscilaciones de concentración son típicas para algunos de los puntos de observación del acuífero. De hecho, la Figura 4 lleva implícita la conjetura de que los ascensos de nivel pueden ser responsables de la lixiviación de parte de la zona no saturada y, en consecuencia, de la removilización de parte de los disolventes presentes en el subsuelo. Además de desfasadas en el tiempo, las curvas aparecen diluidas en la distancia al término fuente, lo cual es coherente con la dispersión del penacho a la vez que con la mezcla con agua de recarga natural y retornos de riego.

En los resultados de la Figura 6, los valores de la primera muestra no parecen coherentes con un episodio de contaminación de PCE, ya que el DCE es el compuesto dominante. Al cabo de una renovación completa, el compuesto dominante es el TCE y al cabo de dos, ya es el PCE, el cual se mantiene así hasta el final de la prueba. De forma cualitativa, los primeros datos responden a la influencia de la entubación de hierro del propio pozo, que puede estar generando condiciones reductoras en su entorno más inmediato. Los efectos de las tuberías de hierro son conocidos y documentados en gran cantidad de problemas hidrogeoquímicos (ej. Bosch y Custodio, 1987). En cambio, el aumento que se detecta hacia el final nos indica que estamos captando agua más contaminada de una zona cuyo límite se halla entre 3 y 4 m del pozo de bombeo, lo cual parece coherente con la posición del pozo en el área fuente. Respecto a las proporciones de compuestos, llama la atención la abundancia de DCE respecto a la del TCE durante el bombeo cuando, al menos nominalmente, el episodio de contaminación fue de PCE.

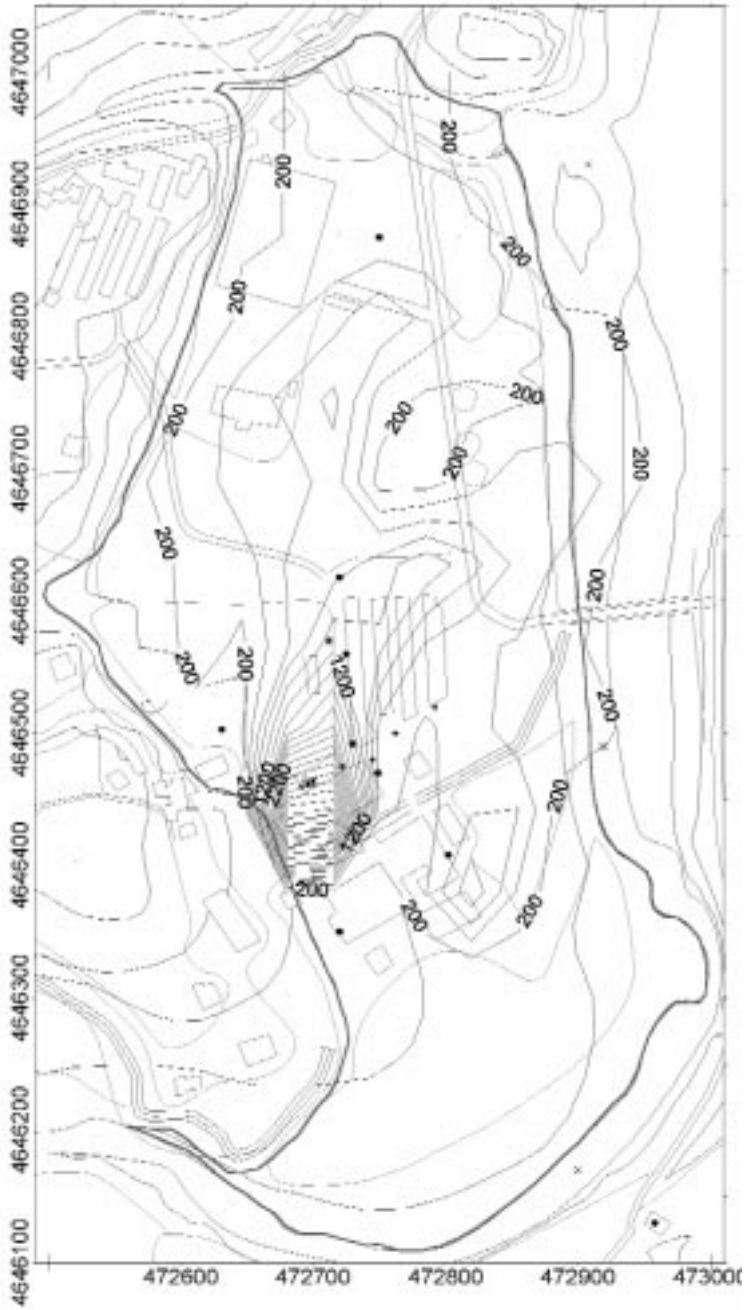
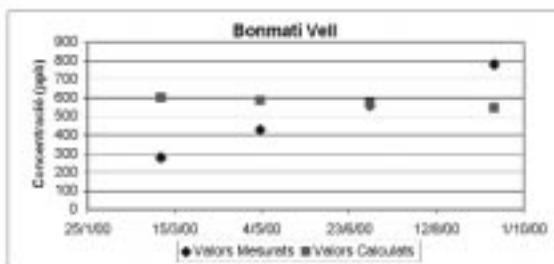


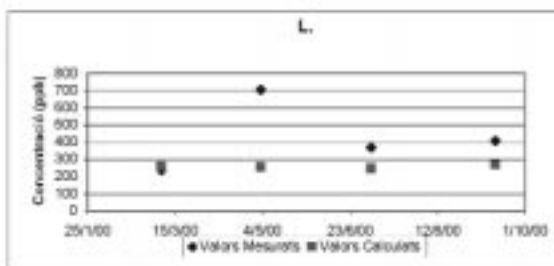
Figura 7. Dominio del modelo (en rojo) y concentraciones calculadas al cabo de 1.5 años de seguimiento (en negro). Coordenadas en m (cuadrícula de 100x100). Unidades en ppb.



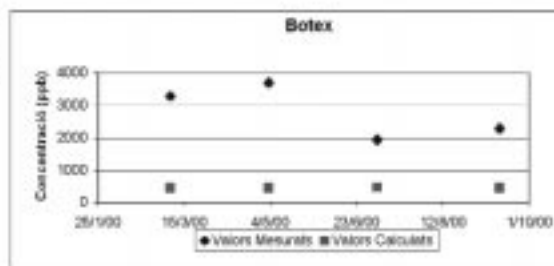
Bonm. Vell	7/3/00	280	601,075
	3/5/00	430	585,799
	5/7/00	560	568,593
	14/9/00	780	546,161



L.	7/3/00	240	258,912
	3/5/00	706	256,165
	5/7/00	370	246,141
	14/9/00	410	268,949



Botex	7/3/00	3300	453,046
	3/5/00	3710	455,436
	5/7/00	1950	464,574
	14/9/00	2300	457,789



S-2	7/3/00	2800	3458,479
	3/5/00	7000	3473,86
	5/7/00	14400	3449,77
	14/9/00	6700	3441,129

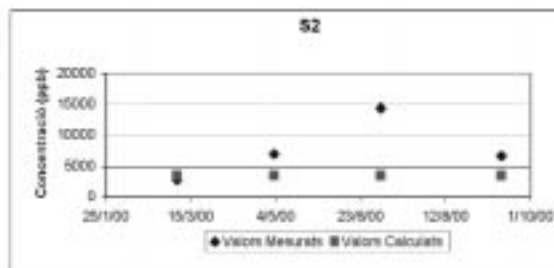


Figura 8. Análisis de errores de la simulación presentada en la Figura 7.

## SÍNTESIS Y CONCLUSIONES

El seguimiento de la contaminación residual de PCE en un acuífero después de la remediación está permitiendo observar la influencia de la hidrodinámica en la evolución de la concentración y que la atenuación natural no será suficiente para devolver la calidad del

agua del acuífero a niveles de potabilidad. Si se desea volver a utilizar este acuífero como fuente de suministro, se deberá actuar en el propio término fuente residual. En este sentido, los ensayos de laboratorio con columnas de hierro metálico muestran que la degradación del PCE es prácticamente instantánea hasta límites muy próximos a la potabilidad. Sin embargo, un factor limitante es la formación del TCE y el potencial redox resultante. Creemos que con unas dimensiones adecuadas, el tratamiento del término fuente de PCE con hierro es una solución adecuada al problema y que no resultaría excesivamente costosa. En la actualidad se está trabajando en un modelo de transporte reactivo para ayudar al diseño de una potencial implementación del tratamiento in situ.

### **Agradecimientos.**

Las medidas de nivel en continuo fueron realizadas con instrumentos cedidos gentilmente por AITEMIN.

### **BIBLIOGRAFÍA**

- Bosch, X. y E. Custodio. 1987. Alteración de la alcalinidad en muestras de agua procedente de piezómetros entubados con hierro en un acuífero carbonatado afectado por intrusión marina. Efecto de la corrosión del hierro sobre la concentración del ion  $\text{HCO}_3^-$ . IV Simposio Nacional de Hidrogeología, AEHS, Hidrogeología y Recursos Hidráulicos, XII, 197-206.
- Cherry, J. 1994. Conceptual Models for Chlorinated Solvent Plumes and Their Relevance to Intrinsic Remediation. Proceedings of the Symposium on Natural Attenuation of Chlorinated Organics in Ground Water. pp 31-32.
- Cherry, J.A., S. Feenstra and D. M. Mackay. 1996. Concepts for the remediation of sites contaminated with DNAPL's. in: Pankov JF. And J.A. Cherry. Dense Chlorinated solvents and other DNAPLs in groundwater. Waterloo Press, 475-506.
- Holder, T. and Teutsch, G. 1999. Bestimmung der Schadstoffimmission im Grundwasser - Verfahrensprinzip, Messung und Modellierung. Schriftenreihe des Amtes für Umweltschutz - Heft 4, Stuttgart 1999.
- OMS (2001) On-line edition of the Guidelines for drinking water quality. (29/5/01) [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/Water\\_quality/drinkwat.htm](http://www.who.int/water_sanitation_health/Water_quality/drinkwat.htm)
- Rafai, H.S., C.J. Newell, J.R. Gonzales, S. Dendrou, B. Dendrou, L. Kennedy and J.T. Wilson (1998) BIOPLUME III Natural attenuation decision support system. User's manual v.1.0, EPA, Cincinnati, OH, USA.