MODELO DE FLUJO Y TRANSPORTE DE SOLUTOS DEL EMPLAZAMIENTO DE SARDAS EN SABIÑÁNIGO (HUESCA)

Javier Samper¹, Brais Sobral¹, Alba Mon¹, Bruno Pisani¹, Acacia Naves¹, Joaquín Guadaño², Luis Motenegro¹ y Jesús Fernández³

¹Centro de Investigaciones Científicas Avanzadas (CICA), ETS de Ingenieros de Caminos, Universidade da Coruña, España, correo electrónico: <u>j.samper@udc.es</u>; <u>bruno.pisani@udc.es</u>; <u>acacia.naves@udc.es</u>, <u>brais.sobral@udc.es</u>; web:

https://cica.udc.es/es/grupo/gestion-sostenible-de-los-recursos-hidricos-y-del-suelo

²Empresa para la Gestión de Residuos Industriales, S.A., S.M.E., M.P. (EMGRISA). C/ Santiago Rusiñol, 12, 28040 Madrid. email: jguadano@emgrisa.es, web: http://www.emgrisa.es

³Unidad para la descontaminación integral del lindano. Departamento de Desarrollo Rural y Sostenibilidad. Gobierno de Aragón. Zaragoza. Plaza San Pedro Nolasco, 7, 50071 Zaragoza. <u>jfernandezc@aragon.es</u>,

web: http://www.aragon.es/DepartamentosOrganismosPublicos/Departamentos/DesarrolloRuralSostenibilidad

RESUMEN. Los contaminantes orgánicos persistentes procedentes de la actividad de la antigua fábrica de lindano de INQUINOSA de Sabiñánigo (Huesca) constituyen un condicionante potencial de la calidad del agua de la cuenca del río Ebro y pueden suponer un riesgo para la salud humana y los ecosistemas. Los residuos de la producción de lindano, en forma de polvo y de líquido, se vertieron en el vertedero de Sardas que se ubica a menos de 1 km al este del casco urbano, ocupando una superficie de casi 4 ha cerca del río Gállego. El modelo conceptual del emplazamiento se ha elaborado a partir de los trabajos realizados desde 2004. Este modelo conceptual fue contrastado por EMGRISA (2014) con un modelo de flujo subterráneo realizado con un código comercial. En este trabajo se presentan los modelos numéricos de flujo subterráneo y de transporte de solutos en el emplazamiento de Sardas en Sabiñánigo realizados a lo largo de un perfil vertical en dirección E-W que discurre a lo largo del thalveg de la antigua cárcava. El modelo de flujo en régimen estacionario confirma el esquema conceptual del flujo propuesto para el emplazamiento de Sardas. El caudal medio de entrada varía entre 20 m³/d y 30 m³/d. La mayor parte de las entradas se producen desde el barranco situado en la cabecera del vertedero y a través de las cunetas perimetrales. Las salidas del vertedero tienen lugar por debajo de la pantalla frontal y mediante bombeos. Se confirma que la pantalla frontal de bentonita actúa como una barrera al flujo de agua desde el vertedero hacia la llanura aluvial. Hay que destacar las dificultades planteadas por las oscilaciones periódicas del nivel del embalse de Sabiñánigo que producen un efecto de marea que dificulta el análisis e interpretación de los datos.

ABSTRACT. The persistent organic pollutants produced and released from the INQUINOSA lindane company in Sabiñánigo constitute a risk for water resources in the Ebre river basin. Dust and liquid wastes from the lindane production were disposed at the Sardas and Bailín landfills. The Sardas landfill occupies an area of 4 ha and is located less than 1 km to the East of the downtown. The conceptual model of the site was tested by EMGRISA (2014) with a groundwater flow model performed with a standard code. This paper presents numerical models of groundwater flow and solute transport of the Sardas site in Sabiñánigo made along a vertical profile in E-W direction, which runs along the thalveg of the old gully. The steady-state flow model confirms the conceptual hydrogeological model of the site. The average inflow ranges from 20 m³/d to 30 m³/d. Most of the inflow comes from the ravine located in the header of the landfill and through the perimeter ditches. The landfill outflows take place underneath the front slurry-wall and by pumping. The front slurry-wall acts as a barrier to groundwater flow. It should be noted the difficulties posed by the periodic oscillations of the Sabiñánigo reservoir level, which produces a tidal effect that makes difficult the analysis and interpretation of hydrodynamic and water quality data in the Gállego alluvial aquifer.

1.- Introducción

acumulación de contaminantes orgánicos La persistentes procedentes de la actividad de la antigua fábrica de lindano de INQUINOSA de Sabiñánigo (Huesca) es un condicionante potencial de la calidad del agua de la cuenca del río Ebro y representa un grave riesgo para la salud humana y los ecosistemas. El lindano es el isómero comercial del hexaclorociclohexano (HCH) que se utilizó ampliamente como pesticida hasta su prohibición. La fábrica de INQUINOSA cesó su actividad en 1992. Los residuos de la producción de lindano, en forma de polvo y de líquido, se vertieron en el vertedero de Sardas y posteriormente en el vertedero de Bailín de forma prácticamente incontrolada. Los emplazamientos afectados por las actividades de INQUINOSA en Sardas y Bailín constituyen uno de los mayores retos medioambientales de la cuenca del río Ebro. El vertedero de Sardas se ubica a menos de 1 km al este del casco urbano, ocupando una superficie de casi 4 ha cerca del río Gállego. La carretera N-330 atraviesa el emplazamiento. Dicho emplazamiento está compuesto por las siguientes instalaciones y elementos: 1) El vaso de vertido, 2) Las parcelas al pie del vertedero, 3) Las dos balsas de lixiviados y 4) La depuradora de carbón activo. En la década de los 60, se comenzó a verter diversos tipos de residuos en una cárcava existente junto al río Gállego, incluyendo residuos industriales de la producción de lindano y otras industrias químicas, residuos sólidos urbanos y residuos de construcción. La situación del vertedero de Sardas en los años 80 era de completa colmatación, con un volumen de más de 400.000 m3 de residuos. A principios de la década de 1990 fue construida la variante de la N330 y su trayectoria cortó el frente del vertedero. Debido а estas obras. aproximadamente 50.000 m3 de residuos del vertedero fueron trasladados a la parte baja del emplazamiento. El vertedero fue sellado de forma superficial y lateral en los años 1992 a 1993. El sellado consistió en la construcción de las pantallas perimetrales y frontal de cementobentonita. La superficie del vertedero se selló con una cubierta multicapa con una lámina de polietileno de alta densidad. El modelo conceptual del emplazamiento se ha elaborado a partir de los trabajos realizados desde 2004. Este modelo conceptual fue contrastado por EMGRISA (2014) con un modelo de flujo subterráneo realizado con un código comercial. En este trabajo se presenta el modelo numérico de flujo subterráneo y de transporte de solutos en el emplazamiento de Sardas en Sabiñánigo realizado a lo largo de un perfil vertical en dirección E-W que discurre a lo largo del thalveg de la antigua cárcava. El modelo se ha realizado con el código numérico de investigación CORE^{2D} del equipo de investigación de la UDC.

2.- Descripción de la zona de estudio

El emplazamiento de Sardas incluye el vertedero y la parcela situada al pie del vertedero. Los materiales del vertedero fueron removidos y esparcidos sobre el aluvial del río Gállego en los años 90 durante la construcción de la N-330. La carretera N-330 divide al emplazamiento en dos partes (Fig. 1). Los depósitos del vertedero removidos en la construcción de la carretera se encuentran sobre los limos del aluvial (IDOM-EMGRISA, 2011). El vertedero de Sardas se ubica sobre las margas de Larrés. Se trata de una formación fracturada de conductividad hidráulica entre baja y muy baja. Puede presentar zonas más permeables asociadas a zonas más

fracturadas. Aguas abajo del vertedero, las margas están cubiertas por los materiales de relleno procedentes del vertedero y del aluvial del río Gállego (Fig. 2), que está formado por una capa superior de limos arenosos de baja permeabilidad y potencia comprendida entre 5 y 10 m y un nivel inferior de gravas y arenas, con un espesor de 5 m y alta conductividad hidráulica.



Fig. 1. Situación del vertedero de Sardas (Sabiñánigo) en la cuenca del río Gállego, afluente del río Ebro. Se presenta la traza del modelo en el perfil del vertedero de Sardas.

3.-Modelo bidimensional de flujo a lo largo de un perfil vertical

3.1.- Modelo conceptual

Desde el punto de vista hidrogeológico, las formaciones geológicas relevantes para los modelos numéricos de flujo subterráneo incluyen (de oeste a este):

1) El aluvial del río Gállego. Incluye una capa superficial de limos debajo de la cual se encuentra la capa de gravas. Las gravas están situadas sobre una capa de margas de gran espesor. La formación limita al oeste con el embalse de Sabiñánigo. Por el este, los limos del aluvial se acuñan por debajo de los rellenos de la carretera N-330.



Fig. 2. Perfil del vertedero de Sardas utilizado por EMGRISA y el Gobierno de Aragón para definir el modelo conceptual del emplazamiento de Sardas (Fernández et al., 2013).

2) Los rellenos exteriores, situados de aguas abajo de la pantalla de bentonita, que se esparcieron sobre el aluvial cuando se construyó la variante de la carretera N-330.

3) El relleno del vertedero aguas arriba de la pantalla frontal formado por los residuos acumulados en la cárcava. Debajo del relleno se encuentra la capa de margas y, en la zona intermedia del vertedero situada entre el relleno y las margas, hay una capa de limos procedentes de la erosión de las margas. La zona está limitada por el oeste por la pantalla de bentonita, y por el este por el borde del vertedero.

4) Las formaciones geológicas situadas aguas arriba del vertedero. Incluyen una estrecha capa de glacis debajo de la cual se encuentran las margas en las que se distingue una capa superficial de margas fracturadas (F), alteradas (A) y descomprimidas (D). Esta capa se suele denominar capa FAD. Debajo de la capa FAD se encuentran las margas profundas, generalmente menos fracturadas y menos permeables.

Se ha seleccionado el perfil en la dirección E-W para realizar los modelos de flujo bidimensionales. Su traza coincide aproximadamente con el eje de la cárcava principal sobre la que se asentó el vertedero de Sardas. Para la elaboración de la geología del perfil se han utilizado los datos proporcionados por los siguientes sondeos geotécnicos perforados a lo largo del eje de la cárcava: PS26B, PS21, PS14, PS19B, PS5, PS29, S37, S39B, S39F y S35E (Fernández et al., 2013) (Fig. 2). Además, se han utilizado los sondeos que, por su proximidad a la traza del perfil, y por su situación, aportan información relevante para calibrar el modelo.

En la Fig. 3 se muestra la traza del perfil y los sondeos utilizados para la calibración del modelo, clasificados en función de si se trata de sondeos a lo largo del perfil, o de sondeos proyectados.



Fig. 3. Mapa del emplazamiento con la traza del perfil hidrogeológico E-W y situación de los sondeos a lo largo del perfil y los sondeos proyectados.

El modelo conceptual de flujo utilizado para estudiar el flujo en el perfil E-W se basa en las siguientes hipótesis:

1) El flujo es plano y está contenido en el plano vertical definido por la traza del perfil cuya situación se indica en la Fig. 3. Esta hipótesis es una primera aproximación que se revisará en futuros trabajos.

2) El modelo de flujo en el perfil tiene un espesor unitario (1 m). Para transformar los caudales de entradas y salidas del vertedero en caudales unitarios, se ha supuesto de forma aproximada un ancho aparente medio del vertedero igual a 50

m.

3) Se han considerado las mismas formaciones que las consideradas en el modelo conceptual de EMGRISA (2017).

4) El flujo subterráneo a través de las margas de Larrés se simula suponiendo que las margas se comportan como un medio poroso equivalente.

3.2.- Estructura del modelo

La estructura del modelo y la geometría de las zonas de materiales se han definido a partir de la información geológica y de los datos hidrodinámicos disponibles. Una zona de material es un conjunto de elementos que comparten las mismas propiedades hidrodinámicas (K y S_s). El listado de zonas y los valores calibrados de K y S_s en cada una de ellas se presentan en la Tabla 1.

Las conductividades hidráulicas utilizadas se han obtenido mediante calibración por tanteos sucesivos utilizando la información previa sobre la posición de la superficie freática y los datos de niveles piezométricos medidos en los sondeos. Para los limos, las gravas, y los rellenos de aguas abajo de la pantalla frontal se han utilizado como punto de partida las conductividades hidráulicas utilizadas en el modelo de flujo realizado por EMGRISA (2014) en la zona del emplazamiento situada aguas abajo de la pantalla de bentonita.

Las conductividades hidráulicas de los materiales del relleno se obtuvieron a partir de los ensayos de bombeo realizados en los sondeos perforados en el propio vertedero. Las conductividades hidráulicas de los restantes materiales (margas superficiales y profundas y limos de erosión de las margas) se han calibrado procurando ajustar los datos piezométricos disponibles.

El contorno superior del dominio del modelo coincide con la superficie freática. En este contorno hay una recarga distribuida excepto en el punto de condición impuesta de descarga de caudal por la zona de rezume cerca del sondeo PS29.

Las zonas de recarga se simulan con una condición de tipo Neuman con un caudal impuesto igual a la recarga media anual. La estimación de la recarga se ha realizado mediante un modelo de balance hídrico (Samper et al 2019a,b). Sus valores se presentan en la Tabla 2.

Se han considerado además otras dos entradas de flujo subterráneo. Una entrada corresponde a la recarga de la escorrentía del barranco situado en la cabecera de perfil (zona del sondeo S35E). La otra entrada hace referencia a las entradas por las cunetas perimetrales del vertedero de la escorrentía superficial y del flujo hipodérmico de la cobertera del vertedero.

Una parte de la descarga se produce en la surgencia en la zona próxima al sondeo PS-29C que se ha simulado con una condición de tipo Dirichlet con un nivel impuesto igual a 774.45 m. El resto de las descargas tienen lugar por el borde oeste del perfil al embalse de Sabiñánigo (a través de los limos del aluvial) y por las gravas.

Tabla 1. Valores calibrados de las conductividades hidráulicas (horizontal y
vertical) y del coeficiente de almacenamiento específico en el modelo de
perfil.

Formación geológica	Conductividad hidráulica horizontal K _h (m/d)	Conductividad hidráulica vertical K _v (m/d)	Ss (m ⁻¹)
Limos del aluvial (cerca del embalse)	1.00.10-1	1.00.10-2	1.00.10-4
Limos del aluvial (intermedio)	$1.00 \cdot 10^{-1}$	1.00.10-2	1.00.10-4
Limos del aluvial (cerca de la pantalla)	1.90.10-1	1.90.10-2	1.00.10-4
Gravas	$1.00 \cdot 10^{+2}$	$1.00 \cdot 10^{+2}$	5.00.10-4
Relleno de aguas abajo de la pantalla (zona de terraplén)	$1.00 \cdot 10^{-1}$	3.50.10-1	7.50.10-4
Relleno de aguas arriba de la pantalla (parte inferior)	5.30.10+0	5.30·10 ⁺⁰	5.00·10 ⁻³
Relleno de aguas arriba de la pantalla (parte superior)	1.00.10-1	1.00.10-1	5.00·10 ⁻³
Limos de erosión de las margas	7.50.10-2	7.50.10-2	1.80.10-4
Margas superficiales A	9.00.10-2	9.00.10-2	1.00.10-5
Margas superficiales B	2.50.10-2	2.50.10-2	1.00.10-5
Margas profundas	$1.00 \cdot 10^{-4}$	$1.00 \cdot 10^{-4}$	1.00.10-5
Pantalla frontal de bentonita	1.00.10-4	1.00.10-4	1.00.10-5

La descarga al embalse se ha simulado con una condición de Dirichlet con un nivel impuesto igual al nivel medio del embalse (765 m). La descarga por las gravas se ha simulado con una condición de tipo Cauchy o mixta, según la cual, el caudal que fluye a través del contorno, Q (m³/d), se calcula mediante: Q = α (H-h); donde α es el coeficiente de goteo (m²/d), h es el nivel piezométrico en el contorno y H es el nivel externo. El coeficiente de goteo en los contornos se ha calibrado y su valor es igual a 50 m²/d Este valor es coherente con la alta conductividad hidráulica de las gravas. El nivel externo H se ha tomado igual al nivel medio del embalse.

Las condiciones de contorno utilizadas en el modelo se sintetizan en la Fig. 4.

	e i		
Zona de recarga	Intervalo de distancias al origen del perfil (m)	Formación geológica	Recarga (mm/año)
R1	0 - 161.16	Aluvial del río Gállego	113
R2	161.16 - 210.73	Rellenos de aguas abajo	113
R3	214.05 - 335.29	Vertedero	13
R4	335.29 - 394.99	Afloramiento de las margas	20

Tabla 2. Recarga por infiltración en las diferentes zonas.

3.3.- Calibración del modelo en régimen estacionario

La calibración de los modelos de flujo y transporte de masa se ha realizado con los datos disponibles en los sondeos situados a lo largo de la traza del perfil (EMGRISA, 2017).

El nivel piezométrico medio se ha calculado a partir de los datos disponibles de niveles medidos con diver o de forma manual con una sonda.

El modelo de flujo se ha calibrado por tanteos sucesivos (prueba y error) procurando minimizar los residuos de niveles (diferencias entre los niveles calculados y los medidos) manteniendo a la vez la salida estimada por la surgencia en la zona del sondeo PS-29C y las conductividades hidráulicas dentro de los rangos propuestos por EMGRISA (2014).

Los resultados de la calibración del modelo confirman que los niveles calculados y el esquema de flujo es muy sensible a la conductividad hidráulica de las margas superficiales (FAD).

En general, el ajuste de niveles es muy bueno (Fig. 5). En todos los casos los residuos de niveles son menores de 2 m.



Fig. 4. Malla de elementos finitos, zonas de materiales y condiciones de contorno del modelo.



El único residuo mayor que 1 m se presenta en el sondeo S39G situado en los rellenos situado aguas arriba de la pantalla. En esta zona hay varios sondeos próximos entre sí que tienen niveles medidos con diferencias de hasta 1 m. Hay que tener en cuenta que estos sondeos se encuentran a lo largo del talweg de la cárcava.

El modelo reproduce adecuadamente el gradiente vertical en los sondeos PS19B y PS19C perforados en las gravas y en los limos, respectivamente. También, reproduce la diferencia de nivel que existe a ambos lados de la pantalla de bentonita entre el sondeo S37 (situado aguas arriba de la pantalla) y el PS23 (situado aguas abajo de la misma).

La Fig. 6 muestra el mapa de isopiezas calculado a lo largo del perfil vertical sobre las zonas de materiales del modelo. La mayor parte del flujo se produce en la zona del aluvial, debido a la alta conductividad hidráulica de las gravas. El gradiente piezométrico en las gravas es muy bajo. El flujo subterráneo que sale del vertedero por debajo de la pantalla de bentonita se produce por la capa de margas superficiales.

En la Tabla 3 se muestran los balances de masa de entradas y salidas de agua en el dominio del modelo.

3.4.- Modelo en régimen transitorio en un periodo plurianual

El modelo de flujo subterráneo en régimen transitorio plurianual a lo largo del perfil vertical se extiende desde el 10 de abril de 2012 hasta el 30 de septiembre de 2017. El incremento de tiempo es de 1 día. La estructura del modelo y las zonas de materiales, así como sus parámetros son los mismos que en el modelo en régimen estacionario.

Tabla 3. Caudales de entrada y salidas unitarios, para un ancho de 50 m y porcentajes.

ENTRADAS				
Zona	Caudal unitario (m ³ /día)	Caudal en 50 m (m ³ /día)	% Entrada	
Recarga por infiltración	7.31.10-2	3.65	15.02	
Entradas desde el barranco del sondeo S35	$1.77 \cdot 10^{-1}$	8.84	36.33	
Recarga por las cunetas perimetrales	2.37.10-1	11.84	48.65	
Total	4.87·10 ⁻¹	24.33	100	
SALIDAS				
Por las gravas a otras zonas del aluvial	4.26.10-1	21.29	87.52	
Por los limos hacia el embalse	2.59·10 ⁻³	0.13	0.53	
Surgencia en la zona del PS29C	5.81.10-2	2.91	11.95	
Total	4.87.10-1	24.33	100	

Los niveles estacionarios calculados se han utilizado como condición inicial para el modelo en régimen transitorio.

A las recargas del modelo se les asignan funciones temporales determinadas con el modelo hidrológico de balance (Samper et al 2019b). También, se incluyen en este modelo los bombeos de agua del relleno en el sondeo S37 situado aguas arriba de la pantalla frontal de bentonita que se iniciaron en octubre de 2013. Se ha dispuesto de los datos de los volúmenes mensuales bombeados y se ha usado una función temporal para simular la variación temporal del caudal de bombeo.



Fig. 6. Mapa de isopiezas calculadas en régimen estacionario con el modelo de flujo a lo largo del perfil vertical (intervalos de 1 m).

Para los niveles del embalse se dispone de una función temporal de los niveles medidos con diver. En aquellos periodos en los cuales existen lagunas de datos, se ha completado la serie utilizando los valores del nivel de periodos similares. La descarga por las gravas se simula con una condición de tipo Cauchy, con $\alpha = 50 \text{ m}^2/\text{d y}$ un nivel impuesto variable igual al nivel del agua en el embalse.

Las Figuras 7, 8, 9 y 10 presentan los hidrogramas de los sondeos PS-29B, PS-23, S-37 y S-39G.

El hidrograma del sondeo PS23 presenta dos partes. Una primera hasta octubre de 2013 la que los niveles medidos son muy altos y partir de 2014, se observa un descenso de los niveles con pequeñas subidas y bajadas. Los niveles calculados se encuentran entre los niveles de ambos periodos.

Los bombeos en los rellenos se realizan en el pozo S37. El ajuste en este pozo es bueno, excepto al comienzo de los bombeos en junio de 2014. La bajada de nivel calculada es menos pronunciada que la de los niveles medidos. Hay que tener en cuenta que el modelo bidimensional a lo largo del perfil vertical no permite representar con fiabilidad el bombeo en el pozo S37, ya que durante el bombeo el flujo subterráneo tiene una configuración axisimétrica que no se tiene en cuenta con el modelo de flujo en el perfil vertical.

El análisis de los niveles calculados en los sondeos del grupo S39, muestra que existen dos partes diferenciadas. La primera va desde el inicio del modelo en el 10 de abril de 2012 hasta noviembre de 2015. La segunda parte comprende desde noviembre de 2015 hasta el 30 de septiembre de 2017.



medidos con el diver (línea oscura) y niveles calculados con la pasada base del modelo (línea clara) para el sondeo PS-29B.



rig. 8. Filorogramas de niveles medidos manuales (simbolos), niveles medidos con el diver (línea oscura) y niveles calculados con la pasada base del modelo (línea clara) para el sondeo PS-23.



Fig. 9. Hidrogramas de niveles medidos manuales (símbolos), niveles medidos con el diver (línea oscura) y niveles calculados con la pasada base del modelo (línea clara) para el sondeo S-37.



medidos con el diver (línea oscura) y niveles calculados con la pasada base del modelo (línea clara) para el sondeo S-39F.

El modelo no reproduce los niveles medidos entre 2015 y 2017 en el sondeo S39-F. Sin embargo, el ajuste de los niveles mejora a partir de octubre de 2015. Estas discrepancias pueden ser debidas a incertidumbres en las recargas por las cunetas perimetrales.

Los hidrogramas calculados en los sondeos del aluvial son similares a los niveles del embalse con un ligero desfase y amortiguación. Esto es debido a la elevada conductividad hidráulica de las gravas. Los sondeos que presentan este comportamiento incluyen (en orden de distancias crecientes al embalse): PS26, PS26B, PS21, PS21B, PS14 y PS19B. En general, el modelo reproduce la magnitud de las fluctuaciones de los niveles.

3.5.- Modelo en régimen transitorio en un periodo bimensual

Para representar de forma adecuada las oscilaciones de niveles producidas por las fluctuaciones del nivel del embalse, se ha realizado un modelo en régimen transitorio para un periodo bimensual comprendido entre las 00:00 del 28 de julio de 2016 y las 15:30 del 7 de septiembre de 2016. En este periodo se han analizado los niveles piezométricos calculados y se han comparado con los niveles medidos en los sondeos.

El intervalo de tiempo utilizado es de media hora. Para las funciones de tiempo de entrada se han utilizado, en la

medida de lo posible, los datos disponibles con intervalos de tiempo de 30 minutos (nivel del embalse). En ausencia de datos se han utilizado valores diarios medios.

El nivel inicial de este modelo se ha obtenido a partir de los niveles piezométricos calculados con el modelo en régimen transitorio plurianual en el 18 de junio de 2016.

El esquema de las condiciones de contorno de esta simulación es similar al utilizado en el modelo en régimen transitorio plurianual. Sin embargo, al tratarse de un periodo de corta duración, existen diferencias en los caudales de entradas. Puesto que es un periodo estival, algunas de las funciones de recarga son nulas o muy bajas.

El caudal de bombeo en el sondeo S37 se ha considerado constante en cada mes. Esta hipótesis se toma como una primera aproximación, ya que, en la práctica, los bombeos se realizan en días laborables y en horarios de trabajo.

Se dispone de datos de niveles medidos con diver en el embalse con una frecuencia de media hora. Las lagunas de datos se han completado utilizando niveles de periodos similares.

La Fig. 11 muestra que los niveles calculados en el sondeo PS-26 reproducen las fluctuaciones de los niveles medidos.



Fig. 11. Hidrogramas de los niveles medidos con diver (línea oscura) del sondeo PS26 y niveles calculados con el modelo en régimen transitorio entre julio y septiembre de 2016 (línea clara).

4.-Modelo bidimensional de transporte de masa a lo largo de un perfil vertical

4.1.- Estructura del modelo

El modelo en régimen transitorio de transporte de masa a lo largo del perfil vertical tiene un periodo de simulación que comprende desde el 10 de abril de 2012 hasta el 30 de septiembre de 2017 y un intervalo de tiempo de 1 día.

Se ha simulado el transporte de un trazador ficticio que se corresponde con la conductividad eléctrica (CE).

La porosidad de los materiales se ha estimado, y posteriormente, se ha ajustado por calibración. El coeficiente de difusión en agua (D_0) es igual a 10^{-10} m²/s.

Como primera estimación de los valores de conductividad eléctrica en las zonas de materiales, se han utilizado, tanto los valores medidos, como el juicio de experto. En la Tabla 4;Error! No se encuentra el origen de la referencia. se muestran los valores iniciales de la CE en las diferentes zonas de materiales.

Tabla 4. Conductividad eléctrica inicial en las zonas de materiales.

Formación geológica	Conductividad eléctrica inicial (µS/cm)
Limos del aluvial	5914
Gravas	1500
Rellenos de aguas abajo de la pantalla	10 000
Relleno de aguas arriba de la pantalla	10 000
Limos de erosión de las margas	15 000
Margas Superficiales	15 000
Margas Profundas	25 000
Pantalla frontal de bentonita	20 000

Se ha asignado una conductividad eléctrica al agua de la recarga constante e igual a 20 μ S/cm.

Para el embalse se han utilizado datos del SAIH Ebro (Sistema Automático de Información Hidrológica) de la Confederación Hidrográfica del Ebro. Se dispone de datos de la conductividad eléctrica a 20 °C en el río Gállego en Jabarrella.

A las entradas de caudal por las cunetas perimetrales y la recarga por el barranco procedente de las cuencas aguas arriba por el contorno superior del este, se les ha asignado también una conductividad eléctrica constante igual a 30 μ S/cm.

El trazador seleccionado, que se asocia a la conductividad eléctrica, no es conservativo. El modelo considera que existen pueden existir aportes de salinidad a las aguas procedentes de la disolución de sales de las margas y de los rellenos del vertedero. Estos aportes se han simulado adoptando un término fuente constante, f_m , cuyo valor se ha estimado durante el proceso de calibración de forma que las CE calculadas reproduzcan en la medida de lo posible los valores medidos de la CE en los sondeos.

4.2.- Resultados

En las Fig. 12 y 13, se muestran los valores calculados de la conductividad eléctrica y los datos medidos en los sondeos PS-29B y PS-23. En las campañas manuales, en cada sondeo se toman muestras a varias profundidades, por ello, para representarlos en los gráficos, se ha optado por:

1) Utilizar los datos tomados en los tramos de la rejilla

2) Tomar la media de las diferentes campañas, excluyendo valores extremos que se salen de la tendencia del resto de medidas.

El modelo reproduce las conductividades eléctricas medidas en los rellenos del vertedero, los limos, las margas superficiales (FAD) y en las profundas, excepto en el sondeo S38B. Sin embargo, sobrestima ampliamente los valores medidos en las gravas del aluvial. Las conductividades calculadas son del orden de 10 000 μ S/cm, mientras que los valores medidos son del orden de 2000 a 3000 μ S/cm.

En la Fig. 14 se muestra el mapa de isovalores de la conductividad eléctrica calculada para t = 5 años.

5.-Evaluación de alternativas

El modelo en régimen transitorio se ha utilizado para realizar pasadas de sensibilidad orientadas a evaluar diferentes alternativas de gestión de las aguas del vertedero. Se han realizado las siguientes pasadas: 1) Eliminación de los bombeos en el sondeo S37, 2) Aumento de los bombeos al triple y 3) Reducción del caudal de entrada desde las cunetas perimetrales a la mitad y del caudal de entrada por el barranco a un cuarto del valor de la pasada base. En la Fig. 15 se muestran las condiciones de contorno modificadas.

En las Figs. 16 y 17, se muestran los hidrogramas calculados en la pasada base y en las distintas pasadas de sensibilidad.

En la Fig. 18 se presentan los hidrogramas de los caudales subterráneos calculados debajo de la pantalla frontal de bentonita en las diferentes pasadas.

PS23-Relleno





Fig. 14. Mapa de isolíneas de la conductividad eléctrica calculada en el modelo de transporte de masa a escala plurianual a lo largo del perfil vertical al cabo de 5 años.



Fig. 15. Localización de las condiciones de contorno consideradas en las pasadas de sensibilidad de evaluación de alternativas. Se indica la situación del pozo de bombeo, los nudos en los que se produce la recarga desde el barranco y los nudos en los que se simulan las entradas de agua perimetrales.



Fig. 16. Niveles calculados en el sondeo PS-23 con la pasada base del modelo y con las siguientes pasadas de sensibilidad: sin bombeo, con el triple de bombeo y con reducción de las entradas.



modelo y con las siguientes pasadas de sensibilidad: sin bombeo, con el triple de bombeo y con reducción de las entradas.



Fig. 18. Caudales bajo la pantalla frontal de bentonita calculados con la pasada base del modelo y con las siguientes pasadas de sensibilidad: sin bombeo, con el triple de bombeo y con reducción de las entradas.

6.- Conclusiones

Se han presentado los modelos numéricos de flujo subterráneo y de transporte de solutos en un perfil vertical del emplazamiento de Sardas en Sabiñánigo. El modelo de flujo en régimen estacionario confirma el esquema conceptual del flujo propuesto para el emplazamiento de Sardas. El modelo numérico de flujo subterráneo en régimen transitorio confirma las entradas de agua estimadas en estudios anteriores (EMGRISA, 2014) y calculadas con el modelo hidrológico de balance (véase Samper et al, 2019b, en estas mismas jornadas). El caudal medio de entrada varía entre 20 m³/d y 30 m³/d. La mayor parte de las entradas se producen desde el barranco situado en la cabecera del vertedero y a través de las cunetas perimetrales. Las salidas desde el vertedero se producen por debajo de la pantalla frontal y mediante bombeos. Se confirma que la pantalla frontal de bentonita actúa como una barrera al flujo de agua desde el vertedero hacia la llanura aluvial. El modelo reproduce el salto piezométrico medido a ambos lados de la pantalla. Además, se confirma que el sustrato geológico de las margas de Larrés es muy poco permeable y permite muy poco flujo subterráneo excepto en la capa superficial de las margas que están más fracturadas, alteradas y descomprimidas (FAD). El caudal medio de flujo por las margas superficiales por debajo y los extremos de la pantalla frontal es igual a 21.14 m³/d. Hay que destacar la gran relevancia de las oscilaciones periódicas del nivel del embalse de Sabiñánigo. Estas oscilaciones producen un doble efecto: el efecto de marea ya que el embalse es una zona de descarga y el efecto de carga/descarga que producen las oscilaciones del nivel del embalse en la parte del aluvial situada por debajo del embalse. Se han realizado cálculos detallados de los caudales de agua desde las gravas del aluvial del río Gállego hacia el embalse de Sabiñánigo a través de la capa de los limos del aluvial. Se confirma que la capa de limos del aluvial y los sedimentos del fondo del embalse constituyen una barrera al flujo y al transporte de solutos.

Hay que señalar que se hace un seguimiento diario de la calidad química del agua del rio Gállego. Gracias a las intensas labores de contención realizadas por el Gobierno de Aragón las analíticas de las aguas del río Gállego se encuentran dentro de los límites de potabilidad. Los datos están disponibles en <u>www.stoplindano.es</u>.

Está previsto mejorar los modelos del vertedero de Sardas para soslayar algunas de las limitaciones de los modelos actuales como por ejemplo la hipótesis de flujo plano en un perfil vertical.

Agradecimientos. El trabajo de la UDC presentado en esta contribución se ha realizado en el marco de un contrato suscrito entre EMGRISA y la Fundación de la Universidad de A Coruña. Los trabajos de EMGRISA han sido financiados por el Gobierno de Aragón. Los comentarios y sugerencias del revisor (casi) anónimo han sido muy útiles para corregir algunas erratas, añadir aclaraciones y en definitiva mejorar la presentación final del trabajo.

7.- Bibliografía

- DGA (Diputación General de Aragón) (1997). Proyecto de Impermeabilización del vertedero de Sardas. Sabiñánigo (Huesca). Liquidación Provisional.
- EMGRISA (2014). Servicio de seguimiento hidrogeológico de Sardas, Sabiñánigo (HUESCA) 2013-2014. Informe de elaboración de modelo de simulación de flujo de la parcela al pie de vertedero y zonas aledañas. PD 513004-134.
- EMGRISA (2017). Servicio de seguimiento hidrogeológico de Sardas, Sabiñánigo (Huesca) -2015, prórroga 2016 y emergencia oct-dic 2016. Expedientes 1407-4422-2015/01 y 1404-4422-2016/12. Memoria anual 2016.
- Fernández J., Arjol M A y Cacho C (2013) POP-contaminated sites from HCH production in Sabiñánigo, Spain. Environ Sci Pollut Res (2013) 20:1937–1950 DOI 10.1007/s11356-012-1433-8
- GA (Gobierno de Aragón) (2016). Plan estratégico de lucha integral contra la contaminación de los residuos generados por la fabricación de lindano en Aragón. Informe elaborado con la colaboración de EMGRISA. Versión diciembre 2016:

http://www.aragon.es/estaticos/GobiernoAragon/Departamentos/Agricu lturaGanaderiaMedioAmbiente/temas_medio_ambiente/areas/lindano/a ctuaciones_administrativas/plan_estrategico_lucha_lindano_201612_v1 .pdf (consultado en diciembre de 2017).

- IDOM-EMGRISA (2011). Diagnóstico ambiental. Campaña de investigación y estudio hidrogeológico y geotécnico de detalle para la mitigación de la contaminación en el área afectada del vertedero de Sardas, Sabiñánigo (Huesca) en el año 2009. Planteamiento de alternativas y trabajos complementarios para una solución definitiva. Julio de 2011.
- Pisani, B. (2008). Acoplamiento de modelos hidrológicos semidistribuidos y sistemas de información geográfica. Tesis Doctoral. Universidade da Coruña. https://ruc.udc.es/dspace/handle/2183/1102 (verificado en mayo de 2019).
- Samper J, Pisani B y Naves A (2016a). Trabajos adicionales de modelización del flujo y transporte de uranio del acuífero de la FUA (ENRESA: 056-CO-TA-2015-0001). Informe de la actividad nº 2: Revisión del modelo de balance hidrológico en la propiedad de la FUA (Versión revisada V1). Universidade da Coruña.
- Samper J, Mon A, Fernández J y Pisani B (2016b). Two-dimensional numerical flow models for the predesign of a multilayer cover for a LILW disposal facility in Bulgaria. Informe de la UDC para Westinghouse.
- Samper, J, Sobral B, Naves A y Pisani B (2019a). Hidrogeología y modelos de balance hidrológico, y modelos de flujo subterráneo y transporte de contaminantes en los emplazamientos afectados por INQUINOSA, Actividad 3: Modelos numéricos de flujo y transporte de contaminantes en el emplazamiento de Sardas. Informe Final, ETS Ingenieros de Caminos, Coruña, UDC, febrero 2019.
- Samper, J, Sobral B, Mon A, Pisani B, Naves A, Guadaño J y Fernández J. (2019b) Modelo hidrológico de balance del vertedero de Sardas en Sabiñánigo (Huesca)). En: Estudios de la Zona no Saturada Vol XIV, Madrid, 28-30 octubre (este mismo volumen).