

# Análisis hidrodinámico de la recarga artificial de acuíferos durante la etapa de planificación. Resultados obtenidos en el acuífero cuaternario del valle del Guadalquivir (España)

J. M. Murillo

Instituto Geológico y Minero de España c/ Ríos Rosas 23. 28003. Madrid. España  
jm.murillo@igme.es

## RESUMEN

El artículo muestra la metodología utilizada en el análisis de viabilidad de una operación de recarga artificial de acuíferos en el valle del Guadalquivir, que ha contemplado las siguientes actuaciones: utilización de un modelo unicelular, empleo de un modelo de parámetros distribuidos y toma de datos en una instalación de recarga artificial.

El modelo unicelular, que solo tiene cinco parámetros, se ha aplicado tanto en la terraza reciente como en la media del acuífero del valle del Guadalquivir. La calibración se ha realizado con paso de tiempo mensual. El análisis de viabilidad de la operación de recarga se ha efectuado a través del análisis del coeficiente de agotamiento y del periodo de semiagotamiento, que presentan valores elevados. El modelo de parámetros distribuidos proporciona una velocidad lineal de circulación del agua subterránea alta. Esta conclusión también se deduce de los datos tomados en la instalación de recarga artificial.

La comparación de los resultados mostrados por las tres metodologías, que son muy parejos, indican que el acuífero en la zona donde se ha construido la instalación de recarga artificial no presenta unas condiciones hidrodinámicas óptimas para aplicar dicha tecnología.

Palabras clave: Acuífero del Guadalquivir, instalación piloto de recarga artificial, modelos de agua subterránea, velocidad del agua subterránea, recarga artificial.

## ***Hydrodynamic analysis of the artificial recharge of aquifers during the planning stage. Results obtained in the Quaternary aquifer in the Valley of the Guadalquivir (Spain)***

### ABSTRACT

*This paper shows a study on the viability of an artificial recharge in the flood-plain aquifer of the Guadalquivir River (Andalucía, Spain).*

*The method used to the evaluation of the artificial recharge project is as follows:*

- A simple model (one cell). The code has been made on the use of an EXCEL spreadsheet.*
- A distributed parameters-flow model using a standard code (Modflow).*
- A pilot recharge plant.*

*The simple model has been applied in different zones. The model has only 5 parameters. It evaluates the artificial recharge by means of the depletion coefficient. The model was calibrated for a monthly time-step, although the water balances in the soil and in the aquifer were calculated daily.*

*The calibration the distributed parameter-flow model shows a high transmissivity, storage coefficient and porosity.*

*The pilot recharge plant is a trench with recharge wells within it. The water available for recharge is obtained from an irrigation canal. A network of control points has been established to monitor the piezometric levels. The results obtained show a high storage coefficient and porosity. These parameters show a rapid groundwater velocity.*

*Finally, the paper compares and contrasts the results obtained with the simple model, distributed parameter-flow model and the pilot recharge plant. The results are quite similar. The groundwater velocity is rapid. Water remains in the aquifer for a few days before returning to the river.*

*Key words: artificial recharge, Guadalquivir aquifer, groundwater models, groundwater velocity, pilot recharge plant.*

## ABRIDGED ENGLISH VERSION

### **Introduction**

*Proposal and execution of artificially recharge ground water systems involve three successive stages: planning and analysis of possible alternatives; design and construction of facilities; and operation and maintenance of infrastructure (Murillo, 2014). Each of these stages should be complemented with a legal, economic and administrative analysis that is often the most important factor when assessing the feasibility of an artificial recharge project.*

*If the planning stage for the artificial recharge operation requires studies that involve the other elements of the water resources system, or only part of them, the best option would be to assess them using mathematical models for basin management that can simultaneously handle factors such as surface, underground and unconventional water resources (desalination and reuse of treated waste water).*

*For the author of this paper, basin management models are a useful and practical tool to determine the amount, quality, spatial distribution and seasonal availability of water likely to be used in hypothetical artificial recharge operations of aquifers. These models should be considered whenever we are dealing with a water resource system where the demands of the entire system, or at least part of them, as well as the elements that can satisfy those demands must be guaranteed.*

*It is also useful to apply this type of model to hydrodynamic aquifer analysis when considering artificial aquifer recharge operations, although it is possible to apply other methods in certain situations that also provide satisfactory results. This paper aims to present some of these methods.*

### **Method**

*Three different working methods have been used that they all focus on the same result, that is to say: determining the time that the groundwater recharge remains in the aquifer and if this is long enough to harness the water that is artificially added. These methods used are as follows:*

- *A distributed parameter flow model built from a standard code (Modflow).*
- *A unicellular model whose code, known as "ERLLURE," has been written on an Excel spreadsheet (Murillo, 2004).*
- *Experimentation and data collection in an artificial recharge facility.*

### **The development and application of the methods to the Guadalquivir valley quaternary aquifer**

*The Guadalquivir Valley quaternary aquifer is made up of the recent terrace that includes the alluvial, middle and old terraces (Figure 1 and 2). The area has been the focus of many geological and hydrogeological studies and has a significant piezometric and hydrometric control networks.*

### **Distributed parameter flow model**

*The recent and middle terraces have been modelled using the Modflow code; the old terrace has not been simulated. Water transfer between the old and middle terraces has been simulated by means of using injection wells located in each active cell defining the boundary separating the two terraces. This has been done to avoid convergence problems derived from cells possibly drying out, given the scarce saturated thickness of the old terrace and the steep topographical gradient of its wall (Figure 3). Table 1 shows the average aquifer recharge and Table 2 shows the results provided by the digital model for the aquifer water balance. Figure 4 shows topological diagram; Figure 5 shows the difference between measured levels and the levels calculated by the model; Figure 6 shows the results obtained when calibrating eight piezometers in a transient regime; Figure 7 shows their geographic location; Figure 8 shows the spatial distribution of hydraulic conductivity after the calibration process; and Figure 9 and Table 3 show the location and values of specific storage, specific production or capacity, effective porosity and total porosity.*

*The field of average linear velocity provided by the model, based on the areas shown in Figures 6 and 7, varies between 1 m/d and 30 m/d in Area 1; 0.5 m/d and 24 m/d in Area 2; 2 m/d and 40 m/d in Area 3; 2 m/d and 45 m/d in Area 4 and 1 m/d and 30 m/d in Area 5. Due to the dome effect caused by an artificial recharge operation, these average linear velocities could be five times higher and reach a maximum of 223 m/d in Area 4.*

### **Unicellular model: application of the "ERLLURE" code**

*The ERLLURE code was developed using an EXCEL spreadsheet. The operation can be seen in the following flow chart: water provided by the system, real evapotranspiration, water deficit or surplus, surface runoff,*

aquifer recharge, aquifer discharge volume and variation in the piezometric level. The first five factors correspond to what is known as water balance in the soil and the latter two represent water balance in the aquifer. This code calculates the surface and underground runoff generated in an aquifer on a daily basis, by applying balance equations that use information added to characterise parameters and variables implicated in the calculation process.

The aquifer water balance is approached by assuming the hypothesis that recharge from the soil is the only water entering the aquifer and that discharge depends on the volume of the water stored in the aquifer based on an underground flow depletion coefficient which in turn is a function of hydraulic diffusivity. Irrigation, together with precipitation, is taken care of at the start of the program by introducing the resources applied and their distribution over time.

Data provided by the model is calibrated by comparing it with level and volume data measured in the field. Irrigation returns are also estimated and calibrated in this phase. The model only considers five parameters. Three of them come into play in the calculation process to determine the water balance in the soil and the other two in the aquifer water balance. These parameters are as follows: maximum soil-vegetation water storage; curve number; maximum infiltration; effective porosity of the aquifer and aquifer depletion or discharge coefficient. The "ERLLURE" code has been applied to the right and left hand sides of the recent and the middle terrace.

Tables 4 and 5 show the calibration parameters for both the soil and aquifer water balance; Figure 10 shows the piezometric calibration graphs; and Table 6 shows the typical error and the correlation coefficient obtained in the calibration. Tables 7 and 8 show the validation parameters for both the water balance in the soil and in the aquifer; Figure 10 shows the piezometric validation graphs; and Table 9 shows the typical error and the correlation coefficient obtained in validation. A sensitivity analysis has also been carried out (Tables 10 and 11).

The ERLURE code estimates semi-depletion periods of 135 days for the middle terrace and 54 to 58 days for the recent one. These values indicate their limited capacity for regulating the aquifer and, in principle, do not support implanting of an artificial aquifer recharge technique. The average linear velocity field that is obtained from the effective porosity values provided by the model varies between 7 m/d and 26 m/d for the recent terrace and between 7 and 18 m/d for the middle terrace. Under the dynamic effect caused by an artificial recharge operation, these real velocities could be five times higher and reach a maximum of 134 m/d on the recent terrace.

### **Experimentation and collecting data in an artificial recharge facility**

The artificial recharge installation has a large lengthwise trench that crosses a thin zone of non-permeable soil until it reaches the aquifer roof. The trench contains recharge wells spaced 50 m apart. The wells are 1m in diameter and 12 m deep. The trench is 500m long, 5 m deep and 12m wide. The piezometric network used for artificial recharge control is made up of 21 stations. The control frequency was as follows: the first measurement was taken on the day prior to the start of the recharge operation, the following 12 during the water infiltration stage and the last 10 where taken after the recharge was completed.

Table 12 shows the average velocity of the underground water circulation lines obtained from the different hydraulic gradient, permeability and porosity values deduced experimentally, and Figures 11 and 12 show two maps with areas of equal average linear velocity for underground water circulation. The map in Figure 11, corresponding to the initial situation before the artificial recharge operation began, shows a distribution of average linear velocities that gradually increase as we move closer to the Corbones River. The map in Figure 12, corresponding to the end of the artificial recharge operation, shows a distribution of average linear velocities that decrease in magnitude as the distance to the recharge device increases. This map also shows that in areas furthest from the infiltration facility, the values for the average linear velocity of underground water circulation are practically identical to those that existed before the recharge operation began.

### **Conclusions**

The feasibility analysis that has to be carried out during the planning stage for an artificial aquifer recharge operation is difficult to perform without using mathematical modelling, given the high number of parameters and variables that this involves.

A lack of knowledge or uncertainty concerning hydraulic parameters, as well as the geometry of the aquifer, can distort the average linear velocity of underground water circulation, and this can have a significant influence on the credibility of the results provided by the models, whether they use distributed or aggregate parameters, in the feasibility analysis for an artificial recharge operation.

It is a good idea to begin with a unicellular model before applying one that uses the distributed parameters, as the former can provide very similar results to the latter and save a lot of time and work, not to mention

*money. If the unicellular model provides positive results, the artificial recharge operation can be determined in greater detail by subsequently using a distributed parameter model.*

*The artificial recharge experiment analysed was not a test carried out on a pilot facility but a device built specifically with the sole purpose of recharging the aquifer. At the time it cost 100 million pesetas, about 1.1 million in current euros. This is clearly an excessive amount to spend on a tentative and experimental test to analyse the feasibility of a recharge operation. It is obviously exorbitant for an installation that was not a prototype but an industrial facility that was a failure if we consider the analysis carried out in this article, as it was built without prior planning to determine its effectiveness in detail.*

## Introducción

Un proyecto de recarga artificial de acuíferos contempla diferentes etapas de actuación que requieren un conocimiento profundo y preciso de múltiples materias de índole muy diversa, que no solo abarcan el campo científico y técnico, sino también otros aspectos como los socioeconómicos y los legales.

A este respecto, Pettyjohn (1981) establece que la clave que preside el éxito de un proyecto de recarga artificial de acuíferos estriba en saber conjugar las soluciones técnicas, que proporcionan los estudios que analizan la viabilidad de utilizar dicha herramienta para almacenar agua en los acuíferos, con el análisis económico que determina la rentabilidad de la operación, y con el ordenamiento jurídico que define la normativa legal a la que tiene que encontrarse sujeta.

Este enfoque, que es compartido por un gran número de hidrogeólogos, se debe contemplar desde una visión que estudie y analice todas las interacciones que se producen entre los distintos elementos que forman parte del sistema de aprovechamiento hídrico; ya que es factible, que la inclusión de un nuevo elemento de gestión (en este caso una operación de recarga artificial), interactúe, en mayor o menor medida, con los ya existentes, o bien con solo una parte de los mismos, provocando cambios significativos, positivos o negativos, de mayor o menor envergadura, que es preciso evaluar mediante un modelo de gestión de cuencas (Murillo y Navarro, 2008).

No parece probable, aunque puede darse el caso, que una actuación de recarga artificial constituya una intervención aislada e independiente que no afecte a ninguno de los elementos que forman parte del sistema de aprovechamiento hídrico en el cual se encuentra inmersa. Algo más factible es que se planifiquen actuaciones de recarga artificial, que, bien por el pequeño volumen de agua que se maneja en la operación o bien porque la instalación de recarga se localiza en un área marginal o terminal del sistema de aprovechamiento hídrico, solo se generan afecciones **mínimas** o incluso nulas sobre el resto de los elementos que constituyen el sistema de aprovechamiento hídrico. En estos casos se podría emplear una metodológica de trabajo más

sencilla, que no precisará de la realización de un modelo de gestión de cuencas, ya que en la operación solo se involucra al agua que se pretende recargar y al acuífero donde se proyecta efectuar el almacenamiento.

El estudio y análisis de cualesquiera de los anteriores supuestos se tiene que realizar durante la etapa de planificación de la operación de recarga artificial. A este respecto cabe recordar que una operación de recarga artificial de acuíferos contempla tres etapas secuenciales: etapa de planificación y análisis de posibles alternativas de actuación; etapa infraestructural de diseño y construcción de instalaciones; y etapa operacional y de conservación y mantenimiento de los dispositivos construidos (Murillo, 2014). Cada una de estas etapas se debe de complementar con un análisis jurídico-económico-administrativo, que en numerosas ocasiones es el factor que más condiciona la viabilidad de un proyecto de recarga artificial.

A lo largo del proceso de propuesta y realización de una operación de recarga artificial de acuíferos entran en juego muchos factores, aunque solo dos se consideran determinantes para confirmar su viabilidad durante la etapa de planificación. Estos son: disponibilidad de agua e hidrodinámica del acuífero (Murillo, 2014). En el presente artículo se analiza este último.

## Metodología

Al igual que una operación de recarga artificial de acuíferos no es viable si no existe agua con una calidad apropiada para permitir su realización a un precio asequible, rentable o subvencionable; la hidrodinámica del acuífero donde se pretende realizar la operación de recarga artificial también tiene que cumplir unos ciertos requisitos que es preciso analizar en detalle.

Históricamente cabe indicar que la metodología empleada en este tipo de análisis ha evolucionado desde una concepción inmovilista, que contemplaba un análisis relativamente estático de la dinámica del acuífero (Pettyjohn, 1981), a otra donde la incorporación paulatina de las técnicas numéricas permitía, según se incrementaba la capacidad y la potencia de los

ordenadores, contemplar el factor tiempo y analizar el movimiento del agua subterránea en el acuífero como uno de los elementos determinantes en el análisis de viabilidad de cualquier proyecto de recarga artificial de acuíferos (Stefanescu y Dassargues, 1996). Desde hace algunos años también se empieza a contemplar la dinámica de los aspectos hidroquímicos (Griffioen *et al*, 1998; Riezebos *et al*, 1996; Saaltink *et al*, 1998; Stuyfzand, 1998) y la correspondiente a la evolución del efecto de la colmatación (Pérez Paricio y Carrera, 1998-a y b). Un excelente tratamiento de los aspectos hidrodinámicos de la recarga artificial de acuíferos se puede encontrar en las siguientes publicaciones: Artificial Groundwater Recharge (Huisman, and Olsthoorn, 1983) y en Groundwater Recharge and Wells: A Guide to Aquifer Storage and Recovery (Pyne 1995).

En este tipo de análisis resulta esencial que la metodología que se emplee en el estudio de la hidrodinámica del acuífero en el que se pretende realizar la operación de recarga artificial responda a la siguiente pregunta: ¿Cuánta agua se puede almacenar y aprovechar en un acuífero antes de que el agua recargada comience a drenarse por los desagües naturales del mismo? En este sentido Custodio y Vilaró (1976) apuntan que una operación de recarga artificial de acuíferos precisa, como condición necesaria para poder plantear la misma, que existan huecos vacíos, en el medio poroso, susceptibles de ser llenados por el agua de recarga, así como un tiempo de permanencia del agua en el acuífero que permita la posterior utilización del agua recargada, tanto en la cantidad demandada como en la calidad requerida al uso al que se destine.

Como una primera matización a la pregunta anteriormente formulada se puede establecer que no todos los acuíferos son adecuados para realizar una operación de recarga artificial. La efectividad de la misma está estrechamente ligada a las características hidrogeológicas, geométricas, hidrodinámicas y de almacenamiento del acuífero receptor, así como al régimen de explotación al que se encuentra sometido (Murillo, 1998), por lo que la recarga artificial únicamente es efectiva en acuíferos sobreexplotados, y también en aquellos donde la velocidad real de circulación del agua subterránea es lo suficientemente lenta para no permitir que el agua recargada escape por los drenajes naturales del acuífero antes de alcanzar la época o el lugar en que deba utilizarse (de la Orden y Murillo, 2003).

A este respecto Custodio y Vilaró (1976), ya habían apuntado algunas consideraciones sobre el tiempo de permanencia del agua en el acuífero, así como sobre la necesidad de identificar los controles hidráulicos de los embalses subterráneos cuando se plantean operaciones de recarga artificial de acuíferos. En concreto mencionan los pequeños acuíferos aluviales, que

sufren fuertes descensos en las épocas de estiaje por usos estacionales, pero que se recuperan rápidamente con las primeras lluvias del otoño. Específicamente concretan que para poder recuperar el agua recargada conviene que el medio no sea excesivamente transmisor ni con un flujo natural elevado, ya que de lo contrario el agua introducida se extiende deprisa y se aleja rápidamente.

El autor del presente artículo pudo comprobar el efecto anteriormente mencionado en el estudio que el IGME (1991) realizó en el acuífero aluvial del río Oja (La Rioja-España). En dicho trabajo se ponía de manifiesto, tras la realización de un estudio con trazadores, que la velocidad real de circulación del agua subterránea en el acuífero era muy elevada, ya que podía alcanzar hasta 300 m/d, por lo que el agua recargada artificialmente permanecía poco tiempo en el acuífero y se descargaba rápidamente por los drenajes naturales del acuífero (Murillo y del Pozo, 1991).

La mejor forma de contestar a los interrogantes que se han expuesto es en opinión de numerosos autores (Oaksford, 1985; Pyne, 1995; Lluria, 1996) el empleo y aplicación de modelos numéricos. Senet (1984) en su tesis doctoral puntualiza que las leyes que rigen la inyección o la infiltración artificial son las mismas que intervienen en el bombeo, y que la preparación de modelos matemáticos es una herramienta de gran ayuda para el estudio de la recarga artificial.

En el presente artículo la hidrodinámica del acuífero a recargar se ha analizado mediante la aplicación de tres metodologías de trabajo diferentes, pero que buscan todas ellas el mismo resultado: determinar el tiempo que el agua recargada permanece en el acuífero y si éste es el adecuado para poder aprovechar el agua introducida artificialmente en el mismo para el fin al que se quiere destinar. Dichas metodologías, que se han aplicado en el acuífero cuaternario del valle del Guadalquivir, son las siguientes:

- Un modelo de flujo de parámetros distribuidos que se ha construido a partir de un código estándar (Modflow).
- Un modelo unicelular cuyo código, que se ha denominado "ERLLURE", se ha desarrollado y escrito sobre una hoja Excel (Murillo, 2004; Murillo 2005).
- Experimentación y toma de datos en una instalación de recarga artificial.

### **Desarrollo metodológico y aplicación al acuífero cuaternario del valle del Guadalquivir**

En este apartado se refiere la ubicación geográfica del acuífero y se detallan sus características hidrogeológicas.

En el mismo se describen, aplican y desarrollan las tres metodologías a las que se ha hecho referencia en el apartado anterior.

**Contexto geográfico e hidrogeológico**

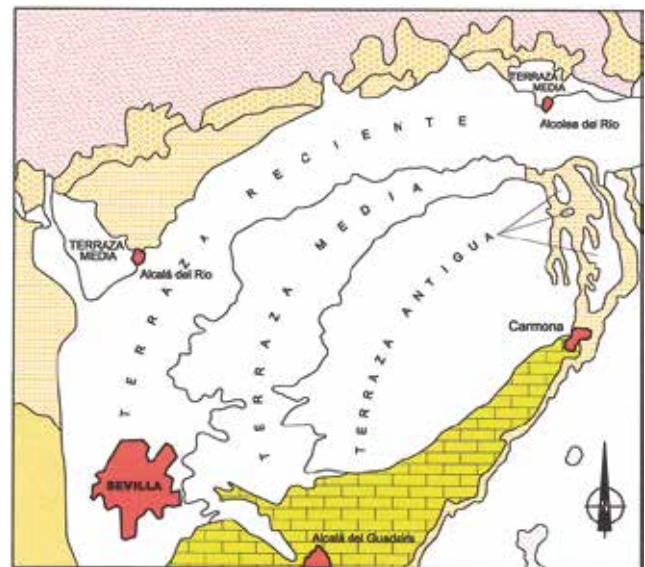
El acuífero cuaternario del valle del Guadalquivir lo constituyen el aluvial y las terrazas del río Guadalquivir. Litológicamente lo forman gravas, arenas, limos y arcillas que se presentan en distintas proporciones en cada una de las terrazas. En el presente artículo se ha adoptado la división hidrogeológica propuesta por Chapound y Ruiz Celaa (1968) que establece tres terrazas: Terraza reciente, que incluye el aluvial, media y antigua (Figura 1). La superficie de cada una de estas terrazas es respectivamente de 364 km<sup>2</sup>, 102 km<sup>2</sup> y 233 km<sup>2</sup> (Murillo, 2004). El área geográfica sobre la que se asienta este acuífero se localiza en ambos márgenes del río Guadalquivir entre la desembocadura del río Corbones y la ciudad de Sevilla.

La infraestructura hidrogeológica que hay en el área de estudio es muy importante. En el presente trabajo se han utilizado datos de 107 piezómetros, que totalizan 8862 medidas de nivel, que abarcan un periodo de control de 38 años; 300 sondeos eléctricos verticales; 1675 puntos acuíferos, muchos de ellos con referencia de profundidad y nivelación topográfica

de precisión; 13 estaciones de aforos en ríos; 43 ensayos de bombeo realizados en la terraza reciente, 26 en la terraza media y 16 en la terraza antigua. En la figura 2 se muestran los puntos acuíferos utilizados en la determinación de la distribución espacial de los parámetros hidráulicos del acuífero cuaternario del valle del Guadalquivir.

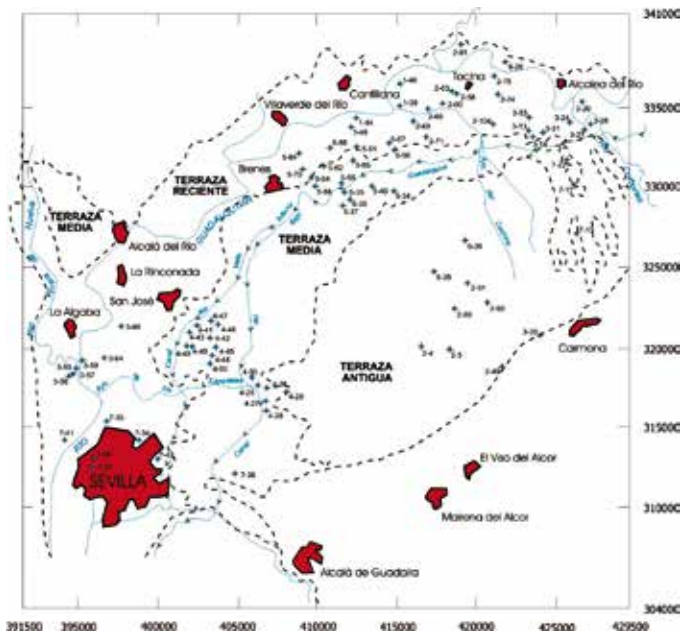
La zona ha sido objeto de numerosos estudios de detalle, así como de una tesis doctoral sobre hidrogeología. A este respecto caben destacar los trabajos geológicos de Viguier (1969); Perconing (1973); Perconig y Granados (1973 a y b), Viguier (1974) y la cartografía MAGNA del IGME (1975 a, b y c; 1976), así como los estudios hidrogeológicos correspondientes al proyecto FAO (Mortier et al, 1970); al modelo matemático de flujo bidimensional de la unidad Sevilla-Carmona (IGME, 1982; Virgós et al, 1983); al modelo de autovalores de explotación conjunta acuífero-río realizado por el Servicio Geológico de Obras Públicas (López y Sahuquillo, 1983) y al estudio para la construcción de una instalación de recarga artificial realizado por EPTISA (1990) para la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir.

Las características hidrogeológicas del acuífero se conocen relativamente bien. Su espesor medio es de 10-11 m (Murillo, 2004), aunque en la terraza reciente los materiales permeables alcanzan profundidades de



**Figura 1.** Modelo geológico propuesto en el proyecto FAO para el acuífero Sevilla-Carmona (Chapond y Ruiz Celaa, 1968).

**Figure 1.** Geological model proposed in the FAO project for the Sevilla-Carmona aquifer (Chapond & Ruiz Celaa, 1968).



**Figura 2.** Puntos acuíferos utilizados en la determinación de la distribución espacial de los parámetros hidráulicos del acuífero cuaternario del valle del Guadalquivir.

**Figure 2.** Water points (wells) used in the determination of the spatial distribution of hydraulic parameters of Quaternary aquifer in the Valley of the Guadalquivir.

hasta 40 m en las proximidades de la ciudad de Sevilla (Mortier et al, 1970). Según estos mismos autores el agua se localiza en la mayor parte del acuífero entre 5 y 10 m por debajo del nivel del suelo.

El valor medio de la conductividad hidráulica en la terraza reciente, media y antigua, deducido a partir de ensayos de bombeo, es respectivamente de 600 m/d, 250 m/d y 100 m/d, y la porosidad eficaz del 20% en la terraza reciente, y del 1% al 4% en las terrazas media y antigua (Murillo, 2004), aunque en el modelo realizado por el IGME en 1982 se empleó un valor de transmisividad de 250 m<sup>2</sup>/d (conductividad hidráulica aproximada de 50 m/d) para la terraza reciente y de 25 m<sup>2</sup>/d (conductividad hidráulica aproximada de 5 m/d) para la terraza media. En el modelo de autovalores realizado por el Servicio Geológico de Obras Públicas (SGOP) para la terraza reciente los valores de transmisividad que se utilizaron fueron de 1500 m<sup>2</sup>/d a 5000 m<sup>2</sup>/d (conductividad hidráulica aproximada de 115 m/d a 1250 m/d). La porosidad eficaz en el modelo del IGME estuvo comprendida entre el 1% y el 4% para la terraza media y el 1% y el 20% para la terraza reciente. En el modelo del SGOP el rango de variación de la porosidad eficaz se estableció entre el 10% y 15%.

La relación río-acuífero entre el río Guadalquivir y su acuífero cuaternario es muy importante. El río es ganador en régimen natural en una cuantía comprendida entre 132x10<sup>6</sup> y 142 x10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>/a (Murillo, 2004). Este valor se ha obtenido a partir de la descomposición de los hidrogramas de las estaciones de aforo existentes en

la zona de estudio. La explotación del acuífero se realiza mediante bombeo y alcanza una cuantía de 15 x10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>/a (DGOH-ITGE, 1995). La captación de agua subterránea en la terraza antigua es prácticamente nula.

### **Modelo de flujo de parámetros distribuido**

Para su construcción se ha aplicado el código MODFLOW (McDonald y Harbach, 1988) que resuelve la ecuación que rige el flujo del agua subterránea en medio poroso mediante la aplicación de diferencias finitas. El medio natural correspondiente a la terraza reciente y media, la antigua no se ha simulado, se ha discretizado mediante una malla cuadrada de 500 m de lado. Dado el escaso espesor que presenta el acuífero, su componente vertical se ha modelado bajo la premisa de considerar una sola capa. El dominio del modelo ha quedado constituido por 65 filas, 76 columnas y una capa. Esta disposición totaliza 5.624 celdas, aunque solo 1.995 son activas.

Se han considerado celdas inactivas no solo las correspondientes a los terrenos impermeables, sino también aquellas que se localizan sobre los afloramientos de la terraza antigua. La transferencia de agua entre la terraza antigua y la terraza media se ha simulado mediante pozos de inyección situados en cada una de las celdas activas que definen el borde de separación entre ambas terrazas. Se ha operado de esta forma para evitar problemas de convergencia derivados de un posible

secado de celdas, dado el escaso espesor saturado de la terraza antigua y la elevada pendiente topografía de su muro. Esta última consideración se pone claramente de manifiesto en la figura 3 que muestra el mapa de cotas de muro que se ha empleado en la simulación matemática.

El modelo se ha corrido para un periodo de tiempo de 880 días que abarcan desde febrero de 1968 a junio de 1970. Se ha elegido dicho periodo porque en esa época no se bombeaba el acuífero, por lo que su régimen de funcionamiento es pseudonatural, ya que en la simulación se han considerado los retornos de riego.

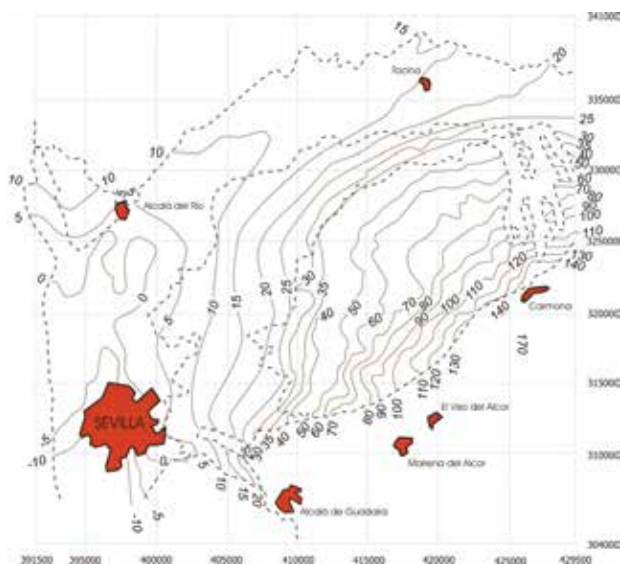
En la tabla 1 se muestra la recarga media al acuífero para diferentes conceptos: precipitación, retornos de riego y pérdidas en redes de distribución y saneamiento. La recarga por precipitación, aunque se ha calculado a escala diaria, se ha introducido en el modelo de acuerdo a un paso de tiempo mensual. Dicha recarga tiene lugar entre octubre y mayo, aunque los meses que presentan un valor más elevado son diciembre, enero, febrero y marzo. La recarga de mayor cuantía se produjo en enero de 1970 en la terraza reciente y alcanzó 233,90 mm (Murillo, 2004).

Se ha considerado que existe relación río-acuífero en el río Guadalquivir y en sus afluentes: Ribera de Huelva, Viar, Huesna, Guadaira, y Corbones. Los tres primeros tributan por la margen derecha, mientras que los dos últimos lo hacen por la izquierda. El río

Corbones desemboca en el Guadalquivir a la altura de Alcalá del Río, mientras que el Guadaira lo hace al sur de la ciudad de Sevilla. Los ríos Corbones, Ribera de Huelva y Guadaira ocupan dentro del ámbito del modelo un importante número de celdas con relación río-acuífero, mientras que éstas se reducen a menos de quince en los dos afluentes restantes. Los ríos Corbones, Ribera de Huelva y Guadaira constituyen límites del modelo.

En el río Guadalquivir la conductancia es de 1500 m<sup>2</sup>/d y en el resto de ríos de 1150 m<sup>2</sup>/d, salvo en río Guadaira que es de 500 m<sup>2</sup>/d (Murillo, 2004). En la figura 4 se muestra el esquema topológico de la zona de estudio con indicación de los principales ríos, embalses y estaciones de control foronómico. Los pequeños arroyos de carácter efímero, que atraviesan la margen derecha del río Guadalquivir, no se han simulado en el modelo realizado, ya que prácticamente no existen datos de caudal que permitan evaluar la cuantía del agua que se gana o se pierde. Ésta, dada la escasa entidad de estos cursos fluviales, seguramente será despreciable frente a los recursos totales del sistema.

Como piezometría inicial para el régimen estacionario se ha utilizado la proporcionada por el proyecto FAO para el año 1968 en el mapa hidrogeológico de Sevilla-Carmona (Chapond y Ruiz Celaa, 1968), ya que el acuífero se puede considerar inalterado en esa época dada la escasa explotación que tenía lugar en



**Figura 3.** Mapa de cotas del muro del acuífero cuaternario del valle del Guadalquivir. NOTA. Los datos, que están expresados en metros, se refieren al nivel medio del mar en Alicante.

**Figure 3.** Map of quaternary aquifer wall heights in the Guadalquivir Valley. Note: the data, expressed in metres, refers to average sea level in Alicante.



**Figura 4.** Esquema topológico de la zona de estudio con indicación de los principales ríos, embalses y estaciones de control foronómico.

**Figure 4.** Topological diagram of the study area showing major rivers, reservoirs, and flow control stations.



Concepto	Terraza Reciente		Terraza Media		Terraza Antigua	Casco urbano poblaciones
	Margen derecha	Margen izquierda	Margen derecha	Margen izquierda		
Recarga por precipitación	0,0008699	0,0008699	0,0008573	0,0008573	0,0000336	0,0000598
Recarga por retornos de riego	0,0004548	0,0000025	0,0004795	0,0000025	0,0000027	
Recarga por pérdidas en redes de distribución						0,0013641
Recarga por pérdidas en redes de saneamiento						0,0001304

**Tabla 1.** Recarga media (m/d) que tienen lugar en el acuífero cuaternario del río Guadalquivir por diversos conceptos: precipitación, retornos de riego y pérdidas en redes urbanas. Elaborado a partir de Murillo (2004).

**Table 1.** Average recharge (m/d) in the River Guadalquivir quaternary aquifer for different concepts: precipitation, irrigation returns and losses in urban networks. Drawn up from Murillo (2004).

el mismo. La piezometría inicial utilizada para el régimen transitorio ha sido la resultante de rodar el régimen estacionario.

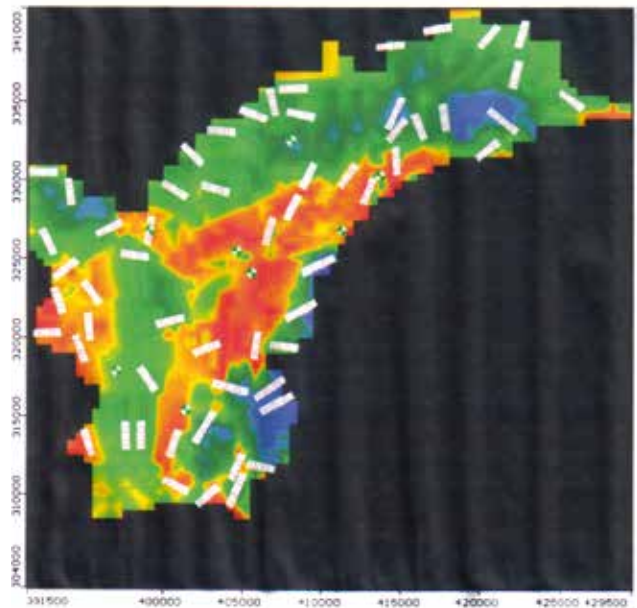
En la tabla 2 se muestran los resultados que aporta el modelo numérico para el balance hídrico del acuífero en régimen transitorio. En la misma se observa

que la descarga del acuífero cuaternario a los ríos ( $144,51 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{a}$ ) coincide prácticamente con el máximo valor ( $142 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{a}$ ) que se obtiene a partir de la descomposición de los hidrogramas registrados en las estaciones de aforo. En la figura 5 se muestra la diferencia entre los niveles medidos (campaña

Fase del ciclo hídrico	Concepto	Valor
Entrada de agua al sistema ( $\text{hm}^3/\text{a}$ )	Transferencia lateral desde la terraza antigua.	30,92
	Recarga por agua de lluvia, retornos de riego y pérdidas en redes de conducción y saneamiento.	114,55
	Infiltración a partir de ríos.	0,69
	Total	146,16
Salida de agua del sistema ( $\text{hm}^3/\text{a}$ )	Evapotranspiración.	1,65
	Descarga a ríos.	144,51
	Total	146,16

**Tabla 2.** Valores medios que ofrece el modelo numérico para el balance hídrico del acuífero en régimen transitorio. Periodo de simulación febrero de 1968 - junio de 1970.

**Table 2.** Results offered by the digital model for the hydric balance in the permanently pseudo-natural regime (pumping was not considered).



**Figura 5.** Diferencia entre los niveles medidos (campaña de FAO de 1968) y los calculados por el modelo. Los colores verdes representan el intervalo comprendido entre -1m y 1m; los amarillos rojizos el localizado entre 1m y 2m; y los azules el situado entre -1 m y -2 m.

**Figure 5.** Difference between the levels measured (FAO campaign in 1968) and calculated by the model. The green sections represent the interval between -1m and 1m; the reddish yellow sections are located between 1m and 2m; and the blue sections are between -1m and -2m.

de FAO de 1968) y los calculados por el modelo para el régimen estacionario. En la figura 6 los resultados obtenidos en la calibración en régimen transitorio de ocho piezómetros y en la figura 7 su localización geográfica.

En la figura 8 se muestra la distribución espacial de la conductividad hidráulica tras el proceso de calibración, y en la figura 9 y en la tabla 3 la zonificación y valores correspondientes al almacenamiento específico, producción o capacidad específica, porosidad eficaz y porosidad total.

El campo de velocidades lineales que suministra el modelo según la zonificación que se indica en las figuras 8 y 9 varía entre 1 m/d y 30 m/d en la Zona 1; 0,5 m/d y 24 m/d en la Zona 2; 2 m/d y 40 m/d en la Zona 3; 2 m/d y 45 m/d en la Zona 4 y 1 m/d y 30 m/d en la Zona 5. Estas velocidades lineales bajo el efecto del domo de ascensos de nivel provocado por una operación de recarga artificial podrían quintuplicarse y alcanzar un máximo de 223 m/d en la Zona 4.

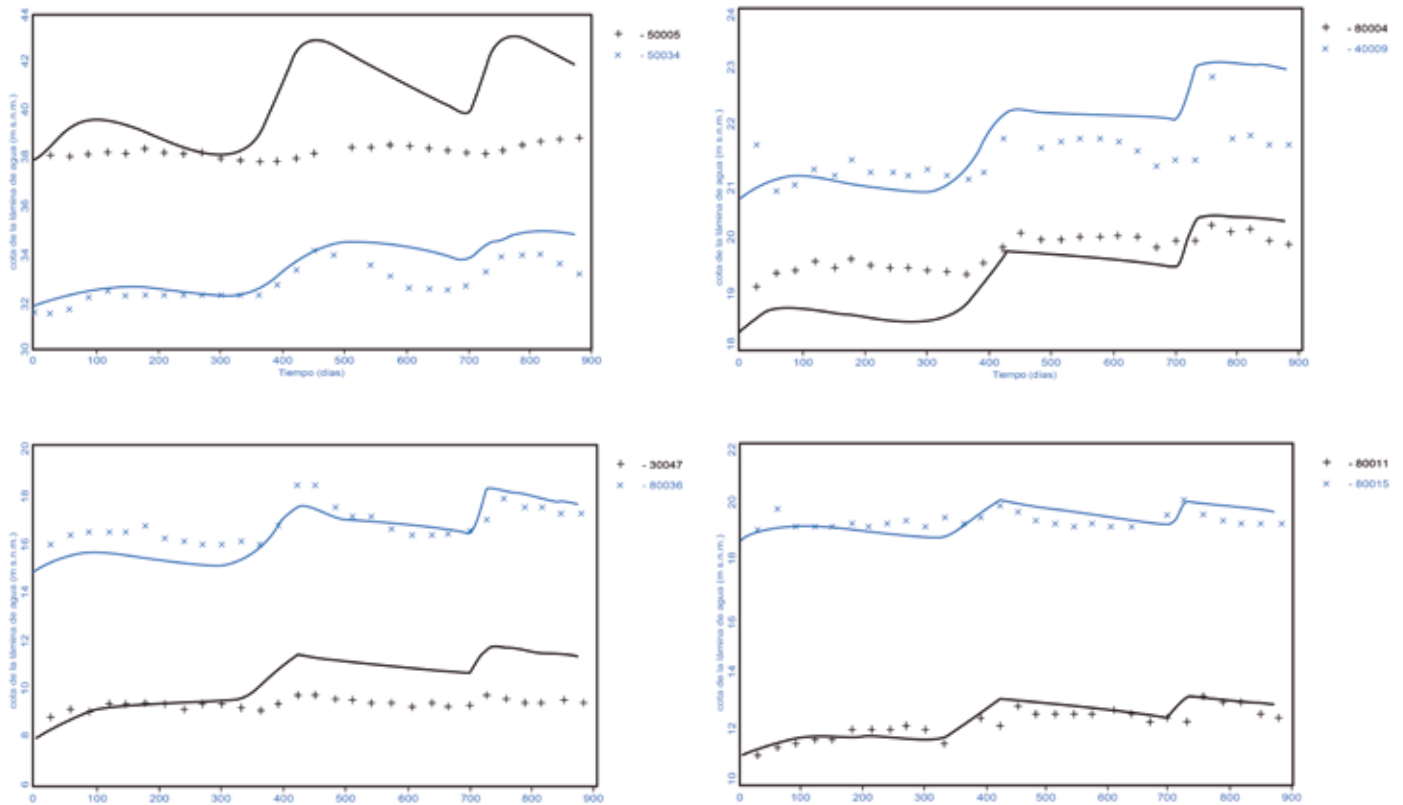
Los modelos no proporcionan velocidades reales de circulación del agua subterránea sino velocidades lineales. La diferencia entre una y otra se debe a la

tortuosidad del recorrido que tiene que hacer el agua entre los granos del medio detrítico, que constituye el acuífero, por lo que la velocidad real será siempre igual o inferior a la lineal, ya que el tiempo que tarda una misma partícula, que circula a igual velocidad, en recorrer dos puntos unidos en un supuesto mediante una trayectoria tortuosa y en otro mediante una línea recta, es siempre mayor en el primero que en el segundo. Para un observador exterior al sistema, que no tenga constancia de la tortuosidad de los caminos que hay que recorrer, sino solo de la localización del punto inicial y final del recorrido, la velocidad aparente resulta menor en el primer caso que en el segundo.

Carman (1937 y 1957) expresa la tortuosidad a través de un factor que define mediante la ecuación:

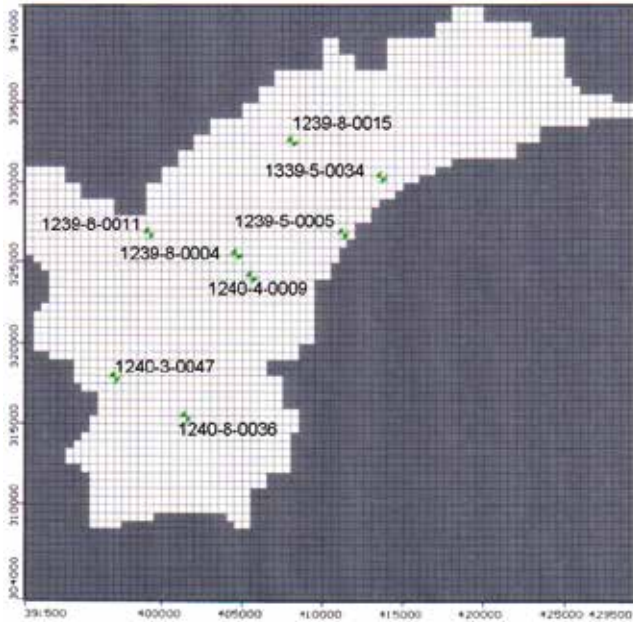
$$\tau = L / L_e \quad (1)$$

donde  $L_e$  es la longitud de la trayectoria más o menos tortuosa que sigue el agua subterránea o un determinado fluido y  $L$  la longitud en línea recta entre los extremos de dicha trayectoria. Este autor encontró un valor empírico de la tortuosidad de 0,71. Otros autores



**Figura 6.** Resultados de la calibración de los piezómetros 1339-5-0005, 1339-5-0034, 1239-8-0004, 1239-8-0011, 1239-8-0015, 1240-3-0047, 1240-4-0009, y 1240-8-0036.

**Figure 6.** Results from piezometric calibration 1339-5-0005, 1339-5-0034, 1239-8-0004, 1239-8-0011, 1239-8-0015, 1240-3-0047, 1240-4-0009, and 1240-8-0036.



**Figura 7.** Distribución espacial de los piezómetros utilizados durante la etapa de calibración.

**Figure 7.** Spatial distribution of piezometers used during the calibration stage.

proponen un rango de variación comprendido entre 0,56 y 0,8 (Bear, 1972). Freeze y Cherry (1979) al igual que otros autores (Bo-Ming and Jian-Hua, 2004) plantean o utilizan en sus trabajos la siguiente expresión:

$$\tau = L_e / L \quad (2)$$

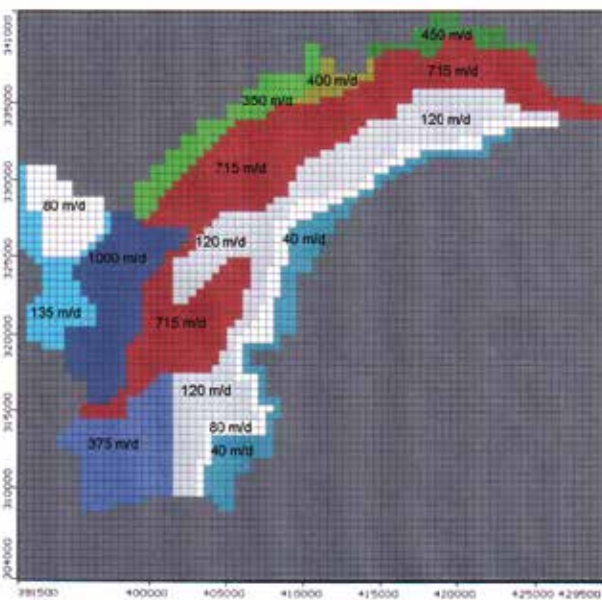
Freeze y Cherry (1979) proporcionan un rango de valores de la tortuosidad para las arenas que varía

entre 1 y 1,18. Existen otras expresiones de la tortuosidad como la propuesta por Dullien (1979), donde:

$$\tau = (L_e / L)^2 \quad (3)$$

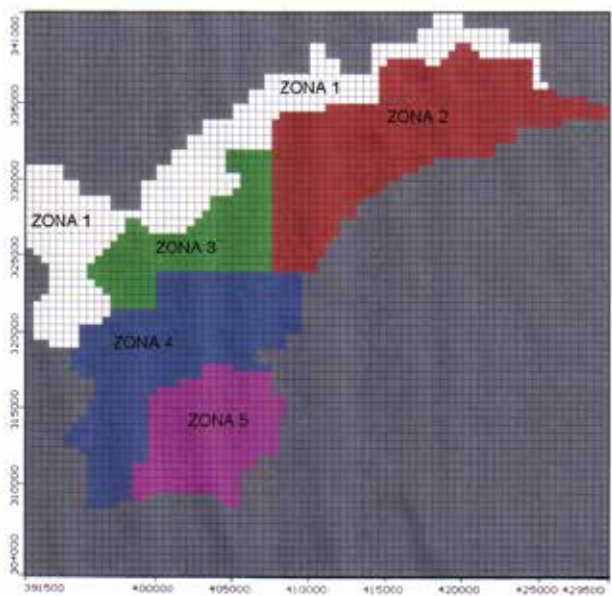
o la formulada por (Bear, 1972)

$$\tau = (L / L_e)^2 \quad (4)$$



**Figura 8.** Distribución espacial de la conductividad hidráulica tras el proceso de calibración.

**Figure 8.** Spatial distribution of hydraulic conductivity after the calibration process.



**Figura 9.** Zonificación del almacenamiento específico, producción o capacidad específica, porosidad eficaz y porosidad total tras la calibración del modelo.

**Figure 9.** Zoning of the specific storage, specific production or capacity, effective porosity and total porosity after calibrating the model.

ZONA	Almacenamiento específico ( $S_s$ ) (1/m)	Producción o capacidad específica $S_y$ (%)	Porosidad eficaz (%)	Porosidad total (%)
ZONA 1	0,0211	0,211	0,211	0,3
ZONA 2	0,0259	0,259	0,259	0,3
ZONA 3	0,0227	0,227	0,227	0,3
ZONA 4	0,0202	0,202	0,202	0,3
ZONA 5	0,0115	0,115	0,115	0,2

**Tabla 3.** Distribución espacial del almacenamiento específico, producción o capacidad específica, porosidad eficaz y porosidad total tras la calibración del modelo. Acuífero cuaternario del valle del Guadalquivir.

**Table 3.** Spatial distribution of specific storage, specific production or capacity, effective porosity and total porosity after calibrating the model. Guadalquivir Valley quaternary aquifer.

Este último autor proporciona un valor de  $\tau$  de 0,4. En las expresiones (1) y (4)  $\tau < 1$ , mientras que en la (2) y (3)  $\tau > 1$ .

Según se emplee una u otra expresión, la velocidad real será igual a la lineal dividida por el factor tortuosidad del medio poroso (caso de las ecuaciones (1) y (4)) o multiplicado por él (caso de las ecuaciones (2) y (3)).

Bo-Ming and Jian-Hua (2004) han desarrollado un modelo que permite estimar la tortuosidad como una función de la porosidad sin que existan constantes empíricas que las ligen. Estos autores llegan a la conclusión que la tortuosidad disminuye con el aumento de la porosidad, aunque no de forma lineal, por lo que cuanto mayor sea la porosidad menor será la tortuosidad y menor error se cometerá al sustituir la velocidad real por la lineal.

Cuando se haga uso de la modelación del medio subterráneo para calcular el tiempo que un agua permanece en un acuífero, es factible utilizar la velocidad lineal como si fuera la velocidad real. Ahora bien, también se necesita asumir que se comete un cierto error al despreñar la tortuosidad del recorrido. Éste de acuerdo a los resultados de Bo-Ming and Jian-Hua (2004) será tanto mayor cuanto menor sea la porosidad.

### **Modelo unicelular. Aplicación del código "ERLLURE"**

Se ha realizado un modelo hidrológico de tipo conceptual y determinístico que simula la generación de recursos hídricos a escala diaria mediante la aplicación de ecuaciones de balance que utilizan información agregada para la caracterización de los parámetros y variables implicadas en el proceso de cálculo. Dado que se trata de un modelo unicelular de parámetros agregados se ha aplicado tantas veces como ha sido preciso para caracterizar perfectamente cada una de las áreas en que se ha subdividido el acuífero.

Las ecuaciones que rigen los balances hídricos, dado que la mayor parte de sus términos no son lineales, precisan para su resolución de métodos iterativos. El cálculo de cada uno de los términos que incluyen estos balances, aunque sencillo, es largo y tedioso, por eso se ha abordado mediante programación sobre una hoja de cálculo EXCEL. La operativa empleada responde al siguiente esquema de flujo: Agua aportada al sistema, evapotranspiración real, déficit o superávit hídrico, escorrentía superficial, recarga al acuífero, caudal de descarga del acuífero y variación del nivel piezométrico. Las cinco primeras determinaciones conforman lo que se denomina balance de agua en el suelo y las dos últimas el balance en el acuífero.

El programa trabaja con datos diarios de precipitación y temperatura. Emplea el método de Thornthwaite (1948) para calcular la Evapotranspiración Potencial (ETP) mensual, que divide por el número de días que tiene un determinado mes para determinar la ETP diaria, ya que el método de Thornthwaite no evalúa la evapotranspiración diaria como función del día del mes, si no como función de la temperatura media mensual (Sole et al, 1995).

La Evapotranspiración Real (ETR) la calcula a través del clásico balance de agua en el suelo de Thornthwaite (1948), que también proporciona el valor de la lluvia útil. Mediante la aplicación del método del número de curva determina la escorrentía superficial, y por diferencia de ésta con la lluvia útil la recarga al acuífero, ya que no considera la existencia de flujo hipodérmico. Para que esta simplificación sea válida el espesor de la zona no saturada tiene que ser reducido y su permeabilidad elevada sin presencia de horizontes arcillosos significativos.

El balance de agua en el acuífero lo aborda a partir de asumir la hipótesis de que la recarga procedente del suelo es la única entrada de agua al acuífero, y que la descarga al exterior del sistema se produce

en función del volumen de agua almacenada en el acuífero según un coeficiente de agotamiento del flujo subterráneo que es función de la difusividad hidráulica. El riego, dentro de la programación efectuada, se aborda conjuntamente con la precipitación al inicio del programa mediante la introducción de la dotación aplicada y de su distribución a lo largo del tiempo.

La calibración de los resultados que proporciona el modelo se realiza mediante contraste con los datos de nivel y caudal medidos en campo. Durante dicha fase también se estiman y calibran los retornos de riego. Los piezómetros que se utilicen en la calibración tienen que cumplir que no estén influenciados por recargas procedentes de ríos, lagos o embalses; que tengan un elevado número de medidas y un largo periodo de control; y que éste no esté influenciado por la explotación del acuífero. El código ERLURE solo se puede utilizar si el régimen es el natural (no hay explotación por bombeo) o pseudonatural (solo hay retornos de riego), aunque también es aplicable cuando los bombeos son poco significativos frente a la recarga natural o éstos solo se producen durante un periodo de tiempo corto y concreto.

El modelo contempla únicamente cinco parámetros. Tres de ellos intervienen durante el proceso de cálculo que permite determinar el balance de agua en el suelo y los dos restantes en el balance de agua en el acuífero. La descripción y forma en que opera cada uno de ellos se expone a continuación:

a) Máximo almacenamiento hídrico de la agrupación suelo-vegetación. Engloba e incorpora en un solo parámetro el resultado del proceso interceptación-encharcamiento y el máximo volumen de agua utilizable por las plantas, para sus funciones biológicas, que puede retener el suelo. Dicho parámetro no se puede calcular como diferencia entre los grados de humedad correspondientes a la capacidad de campo y al punto de marchitez permanente, pues también dependen de otros factores que están ligados a los procesos de interceptación y encharcamiento como son la densidad, tipo y frondosidad de la cubierta vegetal. El máximo almacenamiento hídrico de la agrupación suelo-vegetación puede dar lugar a una notable incertidumbre en la determinación de la recarga a los acuíferos, dada la dificultad que presenta la estimación numérica de los procesos de interceptación y encharcamiento, aunque existen fórmulas que permiten su cálculo, y al inadecuado conocimiento que en general se suele tener de la reserva útil de agua en el suelo. Por esta razón se considera que el

valor que se utiliza inicialmente es susceptible de modificación durante la etapa de calibración. Son numerosos los autores que dan valores sobre el intervalo de variación de la capacidad máxima de almacenamiento hídrico en el suelo. El mayor rango de valores que se ha encontrado en la bibliografía consultada se encuentra comprendido entre 25 mm y 300 mm (Arenas, 1985). Ahora bien, en el presente artículo, el parámetro que se considera es el denominado máximo almacenamiento hídrico de la agrupación suelo-vegetación, por lo que también habrán de tenerse en cuenta los intervalos de variación que corresponden a los procesos de interceptación y almacenamiento en depresión que se han cuantificado entre 1 mm y 5 mm (Marco, 1993) para la capacidad de almacenamiento global de la vegetación, antes de que comience a mojarse la superficie del terreno, y entre 5 mm y 15 mm (Estrela, 1995) para el máximo valor del almacenamiento en depresión.

b) Número de curva. Afecta fundamentalmente al cálculo de la escorrentía superficial. Su valor está comprendido entre 0 y 100. La forma en que se determina está perfectamente tabulada y definida en la normativa dada por el Soil Conservation Service (SCS) de los Estados Unidos de América (SCS, 1975 en Ferrer, 1993).

c) Infiltración máxima. Este parámetro limita la cantidad de agua que es capaz de atravesar el suelo durante el intervalo de cálculo. El modelo, al igual que otros, considera por razones operativas, que la precipitación se distribuye uniformemente a lo largo del periodo de tiempo (día) con el que trabaja el código ERLURE, aun cuando ésta se haya producido en pocas horas, por lo que no tiene sentido establecer un límite para el parámetro infiltración máxima que contemple un periodo de tiempo inferior al día, ni otros aspectos, que también pueden desvirtuar en mayor o menor medida el valor de la recarga a los acuíferos, como son la distribución y variabilidad de la intensidad con la que tienen lugar la precipitación a lo largo del día. Esta forma de proceder origina que se sobrestime la infiltración, que coincide con la recarga al no considerar el modelo la escorrentía hipodérmica, y se subestime la escorrentía superficial.

Para paliar en parte la problemática enunciada es por lo que se ha considerado la necesidad de contemplar el parámetro infiltración máxima. El mismo es susceptible de ser utilizado o no en los cálculos a realizar por el código "ERLURE". En el primer supuesto el programa vuelve a calcular

el valor de la escorrentía superficial a partir del nuevo valor de la escorrentía subterránea. Como orden de magnitud que toma este parámetro se pueden citar 100 mm/mes en climas con lluvias esporádicas y 400 mm/mes en climas de lluvias persistentes (Temez, 1977). Otros autores (Samper et al, 1999) cifran su valor máximo en 30-40 mm/d, aunque advierten que se trata de un parámetro muy variable en función de aspectos tales como el tipo de terreno, cobertura vegetal, pendiente o condiciones ambientales del suelo.

- d) Porosidad eficaz del acuífero. Este parámetro afecta a la magnitud de las oscilaciones de los niveles piezométricos. Su rango de valores varía entre 10-6 y 1 (Johnson, 1967 en Healy y Cook, 2002).
- e) Coeficiente de agotamiento o de descarga de los acuíferos. El coeficiente de agotamiento determina la forma en que se produce la descarga subterránea. Varía entre 0 y 1. Se calcula analizando la curva de agotamiento de la descarga del acuífero mediante el método propuesto por Mangin

(Mangin, 1982), que se fundamenta en la curva de agotamiento de Maillet.

El código "ERLLURE" se ha aplicado tanto al modelado de la terraza media como de la terraza reciente en su margen derecha e izquierda. La calibración se ha realizado sobre un único piezómetro de control para cada zona estudiada, ya que en este tipo de modelos solo se obtiene un único hidrograma de niveles calculados. Preferentemente se han seleccionado periodos de control con medidas realizadas en las décadas de 1960 y 1970, ya que en dicha época casi no se explotaban estos acuíferos. Se han excluido de la calibración aquellos periodos de tiempo donde se sabía que, por condicionantes climáticos (sequías), existían fuertes extracciones. A este respecto cabe citar los periodos que abarcan desde la primavera de 1973 hasta el invierno de 1976, desde la primavera de 1979 hasta el otoño de 1983 y desde la primavera de 1991 hasta el invierno de 1995. Por la misma razón tampoco se han considerado los meses estivales de los años que presentan una climatología de tipo medio o seco. En las tablas 4 y 5 se muestran los parámetros de calibración

Zona modelada	Piezómetro de control (identificación según numeración IGME)	Máximo almacenamiento hídrico (mm)	Infiltración máxima mm/d	Numero de curva
Terraza Media	1339-5-0034	127,5	17	81
Terraza Reciente margen izquierda	1240-5-0041	161,5	35,5	65
Terraza Reciente margen derecha	1240-3-0030	161,5	35,5	65

**Tabla 4.** Parámetros de calibración. Balance de agua en el suelo.  
**Table 4.** Calibration parameters. Water balance in the soil.

Zona modelada	Piezómetro de control (identificación según numeración IGME)	Porosidad eficaz (adimensional)	Retorno de riego mm/mes (*)	Nivel ms.n.m.		Coeficiente de agotamiento días <sup>-1</sup>	Tiempo de semiagotamiento días
				Nivel inicial medido	Nivel inicial calibrado		
Terraza Media	1339-5-0034	0,115	2	31,50	31,50	0,0074	135,14
Terraza Reciente margen izquierda	1240-5-0041	0,227	2	37,99	37,80	0,0186	53,76
Terraza Reciente margen derecha	1240-3-0030	0,211	60	2,44	2,44	0,0173	57,80

(\*) Solo se han considerado durante los periodos de riego (meses de marzo a julio).

**Tabla 5.** Parámetros de calibración. Balance de agua en el acuífero.  
**Table 5.** Calibration parameters. Water balance in the aquifer.

tanto para el balance de agua en el suelo como en el acuífero; en la figura 10 los gráficos piezométricos de calibración; y en la tabla 6 el error típico y el coeficiente de correlación obtenidos en la calibración. De acuerdo a los resultados mostrados en las tablas y gráficos anteriormente referenciados la calibración del modelo realizado se puede catalogar de aceptable.

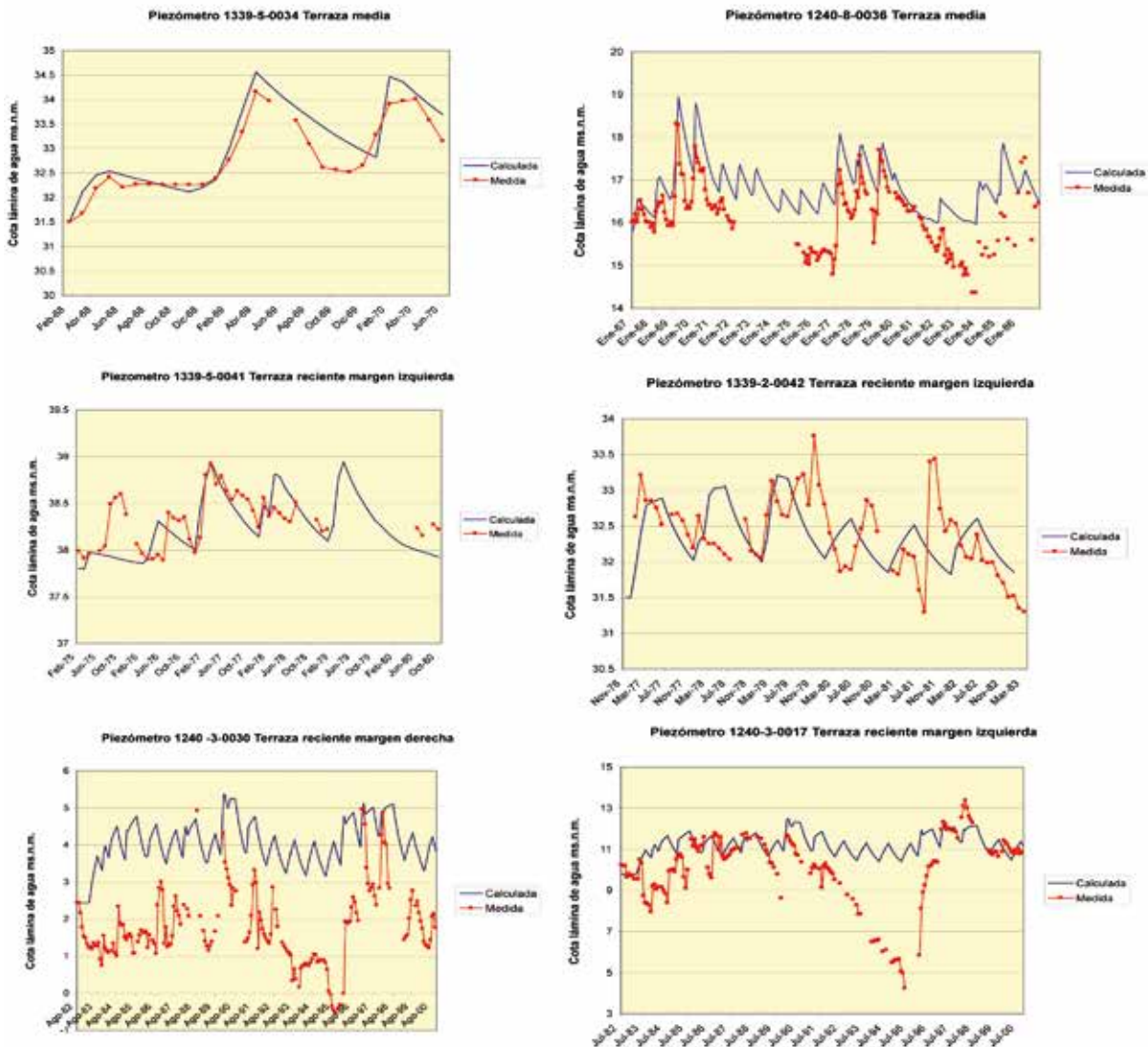
En las tablas 7 y 8 se muestran los parámetros de validación tanto para el balance de agua en el suelo como en el acuífero; en la figura 10 los gráficos piezométricos de validación; y en la tabla 9 el error típico y el coeficiente de correlación obtenidos en la validación. La validación tiene por objeto buscar que

los ajustes realizados posean una mayor representatividad e implica la ejecución de una nueva comparación de niveles en las zonas modeladas. La operación se realiza mediante la selección de una serie de piezómetros distintos a los empleados durante la etapa de calibración, así como de un periodo de ajuste diferente. No ha sido posible encontrar un piezómetro no influenciado por el río Guadalquivir que permita la validación de la zona correspondiente a la margen derecha de la terraza reciente.

Los resultados obtenidos mediante la aplicación del código ERLURE proporcionan periodos de semiagotamiento de 94 días para la terraza media y de 37 a

**Resultados obtenidos durante la fase de calibración**

**Resultados obtenidos durante la fase de validación**



**Figura 10** Gráficos piezométricos de calibración y validación para el modelo ERLURE  
**Figure 10.** Results obtained with the ERLURE model during the calibration and validation phase.

40 días para la terraza reciente. Estos valores indican una escasa capacidad de regulación del acuífero que no favorece en principio la implantación de la técnica de la recarga artificial de acuíferos. Se entiende por periodo de semiagotamiento el tiempo que un acuífero tarda en reducir su caudal de descarga a la mitad desde que tiene lugar el evento de recarga. Matemáticamente se formula mediante la siguiente expresión:

$$\text{Periodo de semiagotamiento} = (\ln 2) / \alpha$$

El campo de velocidades lineales que se obtiene a partir de los valores de la porosidad eficaz, que proporciona el modelo, varían entre 7 m/d y 26 m/d para la terraza reciente y entre 7 y 18 m/d para la terraza media. Estas velocidades lineales bajo el efecto dinámico que provoca una operación de recarga artificial

Zona modelada	Piezómetro de control (identificación según numeración IGME)	Periodo de calibración	Coefficiente de correlación	Error típico (m)
Terraza Media	1339-5-0034	Feb. 68 a Jun. 70	0,95	0,28
Terraza Reciente margen izquierda	1240-5-0041	Feb. 75 a Mar. 78	0,68	0,23
Terraza Reciente margen derecha	1240-3-0030	Ene. 90 a Oct. 92 Ene.97 a Oct. 00	0,80 0,79	0,33 0,31

**Tabla 6.** Valor del error típico y del coeficiente de correlación en los periodos sobre los que se ha centrado la etapa de calibración.  
*Table 6.* Value of the typical error and the correlation coefficient in periods corresponding to the calibration stage.

Zona modelada	Piezómetro de control (identificación según numeración IGME)	Máximo almacenamiento hídrico mm	Infiltración máxima mm/d	Numero de curva
Terraza Media	1240-8-0036	127,5	17	81
Terraza Reciente margen izquierda	1240-3-0017 1339-2-0042	161,5 161,5	35,5 35,5	65 65

**Tabla 7.** Parámetros de validación. Balance de agua en el suelo.  
*Table 7.* Validation parameters. Water balance in the soil.

Zona modelada	Piezómetro de control (identificación según numeración IGME)	Porosidad eficaz (adimensional)	Retorno de regadío mm/mes (*)	Nivel ms.n.m.		Coeficiente de agotamiento días <sup>-1</sup>	Tiempo de semiagotamiento días
				Nivel inicial medido	Nivel inicial calibración		
Terraza Media	1240-8-0036	0,115	2	16,01	15,80	0,0074	135,14
Terraza Reciente margen izquierda	1240-3-0017 1339-2-0042	0,202 0,259	60 60	10,24 32,62	9,80 31,92	0,0172 0,0183	58,14 54,65

(\*) Solo se ha considerado durante los periodos de riego (meses de marzo a julio).

**Tabla 8.** Parámetros de validación. Balance de agua en el acuífero.  
*Table 8.* Validation parameters. Water balance in the aquifer.



Zona modelada	Piezómetro de control (identificación según numeración IGME)	Periodo de calibración	Coefficiente de correlación	Error típico (m)
Terraza Media	1240-8-0036	Ene. 67 a Ene. 72	0,87	0,39
		Feb. 77 a Mar. 81	0,67	0,39
Terraza Reciente margen izquierda	1240-3-0017	Feb. 87 a Mar. 89	0,56	0,26
		Ene. 97 a Jul. 00	0,78	0,35
	1339-2-0042	Ene. 77 a Ene. 78	0,46	0,32
		Oct. 78 a Oct. 79	0,59	0,37

**Tabla 9.** Valor del error típico y del coeficiente de correlación en los periodos sobre los que se ha centrado la etapa de validación.

**Table 9.** Value of the typical error and the correlation coefficient in periods corresponding to the validation stage.

podrían quintuplicarse y alcanzar un máximo de 134 m/d en la terraza reciente.

Sobre los modelos que proporciona el código ERLURE se ha realizado un análisis de sensibilidad. Este tiene por objeto evaluar la posibilidad de que se hubiera podido obtener un mejor ajuste de las medidas observadas utilizando un valor de los parámetros del modelo diferentes a los empleados en la etapa de calibración. El análisis de sensibilidad se realiza variando los parámetros uno a uno, o por grupos, y evaluando como cambia el resultado del modelo y el rango en que se puede variar cada parámetro sin alterar significativamente el ajuste realizado.

Los parámetros que se han variado han sido el coeficiente de agotamiento del acuífero y la porosidad eficaz. La variación que se ha realizado sobre el primero responde a incrementos y decrementos que se han obtenidos multiplicando y dividiendo el valor de calibración por los factores dos y diez. Para el parámetro porosidad eficaz del acuífero la variación corresponde a incrementos del diez por ciento y el cincuenta por ciento del valor de calibración y a decrementos del diez por ciento, veinticinco por ciento, y cincuenta por ciento del valor de calibración.

Los resultados obtenidos se muestran en las tablas 10 y 11. En la tabla 10 se aprecia que, para la terraza media, si se divide el valor del coeficiente de agotamiento obtenido en la calibración por dos o por diez, se obtienen unos ajustes que proporcionan unos coeficientes de correlación que solo varían en una centésima respecto del óptimo de calibración, y unos errores típicos que solo difieren en 1 cm sobre los obtenidos en la etapa de calibración. Este hecho implica que si se hubieran dado por válidos los valores mitad y decima parte del coeficiente de agotamiento correspondiente al valor de calibración, el periodo de semiagotamiento de la terraza media se hubiera incrementado de 94 días a 185 días o incluso a 937 días. Este último valor confirmaría la viabilidad de una operación de

recarga artificial en dicha terraza por lo que respecta al tiempo de permanencia del agua recargada en el acuífero, mientras que un periodo de semiagotamiento de 94 días o de 185 días resulta poco favorable a la propuesta de realizar dicha operación. Se trata por tanto de un modelo poco sensible a las variaciones del coeficiente de agotamiento, ya que para valores de éste notablemente diferentes al valor de calibración se obtienen resultados muy parejos.

Por lo que respecta a la terraza reciente se observa en la tabla 10 que para un valor del coeficiente de agotamiento mitad o doble del valor de calibración, la mejor pareja "coeficiente de correlación-error típico" que se obtiene para los distintos periodos de ajuste que se han considerado, difiere en dos centésimas el valor del coeficiente de correlación obtenido en la etapa de calibración y en 3 cm al error típico. Estas diferencias se hacen mayores cuando se multiplica o se divide el coeficiente de agotamiento por diez, por lo que se puede admitir que el modelo es sensible a las variaciones del coeficiente de agotamiento, ya que para valores muy próximos al de calibración se obtienen resultados muy diferentes. Si se considerara como bueno el coeficiente de agotamiento correspondiente al valor mitad del obtenido en la calibración, que es el que mejores estadísticos presenta después del valor de calibración, el periodo de semiagotamiento pasaría de 40 días a 80 días, que no justifican la propuesta de realizar una operación de recarga artificial.

En la tabla 11 se aprecia que, para el modelo de la terraza media, variaciones de la porosidad efectiva del acuífero que no excedan el intervalo  $\pm 10\%$  del valor calibración, proporcionan el mismo coeficiente de correlación para cualquier valor de dicho intervalo, y un error típico de 3 a 6 cm. Algo parecido ocurre con la terraza reciente cuando se analiza el mismo intervalo de variación. En este caso se observan variaciones máximas del coeficiente de correlación de dos centésimas y errores típicos de 3 cm como máximo.



Piezómetro	Porosidad eficaz. (adimensional)	Coeficiente de correlación	Error típico (m)	Coeficiente de correlación	Error típico(m)	Coeficiente de correlación	Error típico(m)
Feb 68 - Jul 70							
1339-5-0034	0,1725	0,92	0,19				
	0,1265	0,95	0,25				
	*0,1150	0,95	0,28				
	0,1035	0,95	0,34				
	0,0863	0,94	0,46				
	0,0575	0,92	0,95				
Piezómetro	Porosidad eficaz. (adimensional)	Coeficiente de correlación	Error típico (m)	Coeficiente de correlación	Error típico(m)	Coeficiente de correlación	Error típico(m)
Feb 75- Nov 80							
Feb 75- Feb 78							
1240-5-0041	0,3405	0.57	0.14	0.61	0.14		
	0,2497	0.63	0.22	0.67	0.20		
	*0,227	0.64	0.25	0.68	0.23		
	0,2043	0.64	0.29	0.70	0.26		
	0,1703	0.65	0.37	0.71	0.34		
	0,1135	0.63	0.72	0.71	0.62		
Piezómetro	Porosidad eficaz. (adimensional)	Coeficiente de correlación	Error típico (m)	Coeficiente de correlación	Error típico(m)	Coeficiente de correlación	Error típico(m)
Ago 82- Sep 00							
Ene 90 - Oct 92							
Ene 97 - Oct 00							
1240-3-0030	0,3165	0.48	0.25	0.81	0.20	0.77	0.18
	0,2321	0.52	0.39	0.80	0.29	0.79	0.28
	*0,2110	0.53	0.53	0.79	0.38	0.79	0.36
	0,1899	0.54	0.54	0.79	0.38	0.79	0.37
	0,1583	0.54	0.71	0.77	0.48	0.78	0.47
	0,1055	0.52	1.47	0.74	0.75	0.76	0.77

\* Valor de calibración. \*Calibration value.

**Tabla 11.** Análisis de sensibilidad. Coeficiente de correlación y error típico al variar la porosidad eficaz del acuífero.  
**Table 11.** Sensitivity analysis correlation coefficient and typical error when varying the drainable porosity in the aquifer.

### **Experimentación y toma de datos en una instalación de recarga artificial**

La instalación de recarga artificial la constituye una gran zanja longitudinal que atraviesa un pequeño

espesor de terreno no permeable hasta llegar al techo del acuífero. La zanja contiene en su interior los pozos de recarga, que se encuentran separados entre sí 50 m. Los pozos tienen un diámetro de 1 m y una profundidad de 12 m. La zanja tiene una longitud de

500 m, una profundidad de 5 m y una anchura de 12 m. El agua para la operación de recarga, que presenta un elevado contenido de sólidos en suspensión comprendido entre 250 mg/L y 500 mg/L, se toma de un canal de riego próximo a la instalación de recarga. Una pequeña balsa de decantación se localiza a la entrada de la zanja que contiene los pozos de recarga y un canal de desagüe en el otro extremo de la misma. Se han construido dos instalaciones idénticas a la descrita, aunque solo en una de ellas se ha introducido agua. Los modelos matemáticos que analizan la efectividad de la instalación de recarga artificial se realizaron posteriormente a la construcción de la misma. Concretamente unos 14 años después de la fecha de finalización de la experiencia que se expone a continuación.

De cara a evaluar la respuesta del acuífero frente al efecto producido por la instalación de recarga artificial construida por la Confederación Hidrográfica del

Guadalquivir y diseñada por la Empresa EPTISA, se estableció una red piezométrica específica de recarga artificial constituida por 21 puntos de control. La distribución espacial de dicha red cubre un amplio campo de observación, que abarca desde un punto localizado en el interior de la instalación de recarga hasta otro situado a 2600 metros de distancia. La ubicación de algunos de los puntos de control se muestra en la figura 11.

En lo referente a la frecuencia de control se establecieron campañas de medidas tanto con anterioridad como con posterioridad al comienzo y finalización de la operación de recarga, así como durante la fase de infiltración. El primer día de medidas corresponde al anterior al inicio de la operación de recarga, los 12 siguientes a la etapa de infiltración de agua y los 10 últimos al seguimiento realizado tras finalizar el periodo de introducción de agua.



**Figure 11.** Distribución de la velocidad lineal de circulación del agua subterránea antes de que comience la operación de recarga artificial.  
**Figure 11.** Map showing equal average linear velocity of underground water circulation before the start of the artificial recharge operation.

Las medidas tomadas en los piezómetros de control con anterioridad al inicio de la operación de recarga, que podrían ser susceptibles de representar el régimen natural, proporcionan la existencia de dos zonas con gradientes hidráulicos distintos. La situada al oeste de la instalación de recarga presenta valores comprendidos entre el uno y el cuatro por mil, mientras que en la localizada al este, el gradiente hidráulico se encuentra comprendido entre el seis y el nueve por mil. Durante la operación de recarga se observó que a medida que avanzaba la misma el gradiente hidráulico se incrementaba de acuerdo al volumen de agua recargada. A lo largo de la operación de recarga el gradiente hidráulico llegó a multiplicarse por cinco en algunos lugares. Una vez finalizada la operación de infiltración el gradiente hidráulico comenzó a descender, lo que indicaba una expansión del agua almacenada en las inmediaciones de la instalación de recarga.

Durante todo el periodo de control no se produjo recarga por agua de lluvia en el acuífero, por lo que cualquier variación detectada en los piezómetros es atribuible al efecto de la recarga artificial, salvo las provocadas por unos pequeños bombeos para fines agrícolas efectuados en las proximidades del piezómetro P-11. A partir de las medidas realizadas en los piezómetros, cuyo ascenso máximo no superó los 4 m en los pozos de control más próximos a la instalación de recarga, y del caudal infiltrado en la misma, que fue de 216.000 m<sup>3</sup>, se estimó que el coeficiente de almacenamiento del acuífero en la zona afectada por la operación de recarga era del orden de  $11 \times 10^{-2}$ .

La estimación de la conductividad hidráulica en la zona donde se ubica la instalación de recarga artificial se ha determinado a partir de la transmisividad obtenida en un ensayo de bombeo realizado en un pozo próximo. El valor de dicho parámetro resultó ser de 4879 m<sup>2</sup>/d, por lo que la conductividad hidráulica,

dado que el espesor saturado en el pozo de bombeo era de 8,2 m, resulta ser de 595 m/d. En la prueba de bombeo anteriormente mencionada no fue posible determinar el coeficiente de almacenamiento del acuífero. No obstante, dada la litología del mismo y los valores obtenidos en más de 500 ensayos de bombeo realizados por el Instituto Geológico y Minero de España (IGME) en acuíferos similares, se estima que su valor puede estar comprendido entre  $5 \times 10^{-2}$  y  $15 \times 10^{-2}$  (Villanueva e Iglesias, 1984)

En función de los distintos valores del gradiente hidráulico, conductividad hidráulica y porosidad eficaz citados anteriormente se ha estimado que la velocidad lineal de circulación del agua subterránea puede variar de acuerdo a las cifras indicadas en la tabla 12. En las figuras 11 y 12 se muestran dos mapas con zonas de igual velocidad lineal de circulación del agua subterránea. Dichos mapas se ha elaborado considerando la hipótesis de que la conductividad hidráulica tiene un valor de 595 m/d y la porosidad eficaz de  $5 \times 10^{-2}$ . Los gradientes que se han utilizados en su confección se han obtenido a partir de las medidas piezométricas realizadas el día anterior al inicio de la operación de recarga artificial y el último día en que se estuvo realizando la misma.

En el mapa de la figura 11, que corresponde a la situación inicial antes de que comience la operación de recarga artificial, se aprecia una distribución de velocidades lineales que se incrementa paulatinamente según disminuye la distancia al río Corbones, aunque se detecta una pequeña zona alrededor del piezómetro P-11 donde éstas aumentan debido a la acción de un cono de bombeo. En el mapa de la figura 12, que muestra la situación correspondiente al final de la operación de recarga artificial, se aprecia una repartición de velocidades lineales que disminuye de valor a medida que aumenta la distancia al dispositivo de recarga.

Régimen hídrico de funcionamiento	Permeabilidad m/d	Porosidad (adimensional)	Gradiente (adimensional)	Velocidad m/d	Tiempo de permanencia (días)
Natural	595	$15 \times 10^{-2}$	0,001-0,009	4-36	39-359
	595	$11 \times 10^{-2}$	0,001-0,009	5-49	29-259
	595	$5 \times 10^{-2}$	0,001-0,009	12-107	13-118
Bajo la influencia del domo de recarga	595	$15 \times 10^{-2}$	0.045	178	8
	595	$11 \times 10^{-2}$	0.045	243	6
	595	$5 \times 10^{-2}$	0.045	535	3

**Tabla 12.** Velocidad lineal media de circulación del agua subterránea y tiempo de permanencia del agua recargada en el acuífero para distintos valores del gradiente hidráulico, permeabilidad y porosidad eficaz.

**Table 12.** Average linear velocity of underground water circulation and time that the refilled water remains in the aquifer for different hydraulic gradient, permeability and effective porosity values.



ZONAS DE IGUAL VELOCIDAD DE CIRCULACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA 25/3/94

**Figure 12.** Distribución de la velocidad lineal de circulación del agua subterránea inmediatamente después de que finaliza la operación de recarga artificial.

**Figure 12.** Map showing equal average linear velocity of underground water circulation immediately after finishing the artificial recharge operation.

En dicho mapa también se observa que en las zonas más alejadas de la instalación de infiltración los valores de la velocidad lineal de circulación del agua subterránea son prácticamente idénticos a los existentes antes del comienzo de la operación de recarga. Asimismo parece detectarse un desplazamiento preferencial del agua recargada hacia el río Corbones, que dista unos 1400 m de la instalación de recarga, según una línea definida por los piezómetros 1, P11, P12 y P13. De acuerdo a la distancia anteriormente citada se ha calculado el tiempo de permanencia del agua recargada en el acuífero (Tabla 12).

### Análisis y presentación de resultados

En la tabla 13 se presentan los resultados obtenidos tras aplicar las tres metodologías que se han

ensayado. De la observación de dicha tabla parece desprenderse que tanto el campo de velocidades lineales que proporciona el modelo de parámetros distribuidos, realizado con el código Modflow, como el suministrado por el código ERLURE y el obtenido a partir de los datos tomados en la experiencia efectuada en la instalación de recarga artificial, aportan un abanico de valores de la velocidad lineal de circulación del agua subterránea un tanto heterogéneo, que, si no se analiza en profundidad, no permite concretar nada, ni a favor ni en contra, sobre la posible viabilidad de la operación de recarga artificial, ya que el tiempo de permanencia del agua recargada en el acuífero es satisfactorio para algunos valores de la velocidad lineal de circulación del agua subterránea, mientras que para otros es notoriamente inadecuado.

Metodología	Régimen de funcionamiento					
	Natural o pseudonatural			Influenciado por el domo de recarga		
			Velocidad (m/d)	*Tiempo de permanencia (días)	Velocidad (m/d)	*Tiempo de permanencia (días)
Modelo de flujo de parámetros distribuidos. Código Modflow	Zona 1	Terraza media	1-6	233-1400	17-29	48-82
		Terraza reciente	5-30	47-280	74-152	9-19
	Zona 2	Terraza media	0,5-4	350-2800	7-21	67-200
		Terraza reciente	8-24	58-175	124	11
	Zona 3	Terraza media	2-5	280-700	24	58
		Terraza reciente	10-40	35-140	142-198	7-10
	Zona 4	Terraza media	2-5	280-700	27	52
		Terraza reciente	6-45	31-233	84-233	6-17
		Terraza media	1-9	156-1400	16-47	30-88
		Terraza reciente	10-30	47-140	147	10
Modelo unicelular. Código ERLURE	Calibración	Terraza media	7-18	78-200	98	14
		Terraza reciente	8-26	54-175	119-128	11-12
	Validación	Terraza media	7-18	78-200	98	14
		Terraza reciente	7-26	54-200	104-134	10-13
	Análisis de sensibilidad	Terraza media	6-22	64-233	89-109	13-16
		Terraza reciente	7-28	50-200	108-142	10-13
Instalación de recarga artificial	Porosidad eficaz $15 \times 10^{-2}$	Terraza reciente	4-36	39-359	39-359	8
	Porosidad eficaz $11 \times 10^{-2}$	Terraza reciente	5-49	29-259	29-259	6
	Porosidad eficaz $5 \times 10^{-2}$	Terraza reciente	12-107	13-118	13-118	3

\*El tiempo de permanencia del agua recargada en el acuífero se ha calculado para la distancia que separa la instalación de recarga artificial del río Corbones, que es de 1400 m.

**Tabla 13.** Resultados obtenidos tras aplicar las tres metodologías que se han ensayado.

**Table 13.** Results obtained after applying the three test methods.

De las tres metodologías que se han ensayado se analizan en primer lugar los resultados correspondientes a la prueba realizada "in situ". Dado que la instalación de recarga artificial se ubica sobre la terraza reciente, todos los valores que se muestran en la tabla 13 se refieren exclusivamente a la misma. En los cálculos realizados se ha considerado que la conductividad hidráulica es constante e igual 595 m/d, por lo que la velocidad lineal de circulación del agua subterránea ( $v_L$ ) y la porosidad eficaz ( $m_e$ ) se encuentran

interrelacionadas según una familia de hipérbolas que responden a una ecuación del tipo  $v_L = A_j/m_e$  (5); donde  $A_j = 599i_j$  (6);  $i_j$  el gradiente hidráulico y  $j$  un valor variable cuyo campo de existencia hace que el gradiente hidráulico pueda estar comprendido entre -1 y 1. Si  $A_j$  es mayor que cero, la familia de hipérbolas se localiza en el primer y tercer cuadrante, y si es menor, en el segundo y cuarto cuadrante. Dado que  $m_e$  no puede ser negativo, la familia de hipérbolas solo se puede localizar en el primer y cuarto cuadrante.

Según la ecuación (5), para un mismo valor del gradiente hidráulico, a medida que aumenta la porosidad eficaz, la velocidad lineal de circulación del agua recargada disminuye y el tiempo de permanencia de la misma en el acuífero aumenta. Si la porosidad eficaz se mantiene constante, la velocidad lineal de circulación del agua subterránea será tanto mayor cuanto mayor sea el gradiente. Las zonas del acuífero más idóneas para ubicar una instalación de recarga artificial, si la conductividad hidráulica es la misma para todo el acuífero, serán aquellas donde la porosidad eficaz sea máxima y el gradiente mínimo.

La experiencia de recarga artificial también ha proporcionado que la porosidad eficaz del acuífero es de  $11 \times 10^{-2}$  y el gradiente en régimen natural de un cuatro por mil como mínimo y de un nueve por mil como máximo al este de la instalación de recarga artificial, que es el área por donde circula preferentemente el agua recargada de acuerdo a los resultados que se exponen en la figura 11. En estas condiciones la velocidad lineal de circulación del agua subterránea está comprendida entre 21 y 49 m/d y el tiempo de permanencia del agua recargada en el acuífero, antes de que esta se drene al río Corbones, de 28 a 66 días; tiempo que se estima insuficiente para poder afirmar que la operación de recarga artificial es efectiva y por tanto viable. Si a esto se añade el incremento de velocidad ligado al aumento del gradiente por efecto del domo de recarga, la situación que se presenta es todavía más negativa. Para que la operación de recarga artificial pudiera considerarse viable se estima que la distancia que debe existir entre la instalación de recarga artificial y el río Guadalquivir o cualquiera de sus afluentes, según la envolvente del campo de velocidades en cada instante, debe ser como mínimo de 10 km. Estas condiciones solo se presentan en el curso bajo del río Guadalquivir entre las localidades de Alcolea del Río y Sevilla.

Por lo que respecta a la metodología que aplica el código MODFLOW para analizar la respuesta de una operación de recarga artificial mediante la realización de un modelo de flujo de parámetros distribuidos, cabe indicar, que dado que la instalación de recarga artificial se localiza en la zona 2 de la figura 9, concretamente sobre celdas cuya conductividad hidráulica es de 715 m/d y su porosidad efectiva de 0,259, la velocidad lineal de circulación del agua subterránea para gradientes comprendidos entre 0,004 y 0,009 es de 11 m/d y 24 m/d respectivamente. Estos valores resultan ser un 48 % y 49 % inferiores a los obtenidos en la experiencia de recarga artificial realizada "in situ", donde la porosidad eficaz era de 0,11 y la conductividad hidráulica de 599 m/d. El tiempo de permanencia del agua recargada en el acuífero, antes de que esta se drene por los controles naturales del mismo, podría estar comprendido entre 58

y 127 días; tiempos que se estiman insuficientes para considerar viable la operación de recarga artificial.

El efecto que provoca en la velocidad lineal de circulación del agua subterránea un incremento de conductividad hidráulica de 599 m/d a 715 m/d para un valor de la porosidad eficaz de 0,259, se ha estimado en 2 unidades de velocidad para un gradiente de 0.004 y en tres unidades de velocidad para un gradiente de 0,009. La velocidad lineal de circulación del agua subterránea crece con la conductividad hidráulica si el resto de factores (gradiente y porosidad eficaz) permanecen constantes, por lo que un acuífero muy transmisivo puede no ser apto para realizar una operación de recarga artificial de acuíferos.

Del examen de los datos contenidos en la tabla 13 se deduce que los tiempos de permanencia del agua recargada en el acuífero son insuficientes si la instalación de recarga se localiza en la terraza reciente y dista tan solo 1400 m de los drenajes naturales del acuífero. Se considera que la distancia mínima para que la operación sea viable tiene que ser de 5-6 km. Este radio de acción amplía notablemente los lugares donde es factible ubicar una instalación de recarga artificial respecto de las posibilidades que ofrece la experiencia realizada "in situ".

La aplicación del código ERLURE proporciona para la terraza reciente un rango de valores de la velocidad lineal de circulación del agua subterránea del mismo orden de magnitud que el obtenido mediante la aplicación del código MODFLOW en la Zona 2 de la figura 9, que es donde se localiza la instalación de recarga artificial construida por la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, por lo que todo lo dicho para el código Modflow es de aplicación a los resultados que suministra el código ERLURE.

Dicho código también aporta datos sobre el periodo de semiagotamiento del acuífero. Éste parámetro constituye un buen estimador del tiempo de permanencia del agua recargada artificialmente en un acuífero fisurado o kárstico (Murillo y Navarro, 2008). En el presente artículo se evidencia que también lo es para un acuífero detrítico, dado los resultados que proporcionan las distintas metodologías aplicadas.

Por último, para un abanico de variación del gradiente hidráulico entre el cuatro por mil y el nueve por mil, se han calculado los valores de la velocidad lineal de circulación del agua subterránea que se obtendrían utilizando la conductividad hidráulica y la porosidad eficaz que se emplearon en los modelos realizados por el IGME en 1982 y el SGOP en 1983. En el área donde se localiza la instalación de recarga artificial construida por la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, el IGME utilizó un valor de conductividad hidráulica de 50 m/d y una porosidad eficaz del 20%, mientras que el SGOP empleó respectivamente 750 m/d y 15%. El



modelo del IGME proporciona para dicha zona un campo de velocidades lineales comprendido entre 1 m/d y 2,25 m/d, mientras que los valores que suministra el modelo del SGOP están comprendidos entre 20 m/d y 45 m/d. Las velocidades lineales que se obtienen a partir de los datos del SGOP son del mismo orden de magnitud que las mostradas en la tabla 13, aunque las mínimas son algo más elevadas, y confirman la no viabilidad de la instalación de recarga artificial para el lugar donde se construyó, mientras que las suministradas por el modelo del IGME proporcionan un tiempo de permanencia comprendido entre 2 y 4 años, lo que garantiza un almacenamiento efectivo y prolongado del agua introducida en el acuífero.

## Conclusiones

El análisis de viabilidad que se tiene que efectuar durante la etapa de planificación de una operación de recarga artificial de acuíferos, dado el elevado número de parámetros y variables que intervienen en la misma, es difícil de realizar si no se hace uso de la modelación matemática. Una ley no escrita, que afecta a la forma en que se debe abordar la modelación matemática de los acuíferos, viene a decir que ésta se tiene que acometer siempre utilizando en primer lugar el código más sencillo, que incluso puede ser una simple fórmula. Si éste contesta a la pregunta que se le formula se dará por finalizado el análisis que se está realizando, pero si no lo hace se procederá a utilizar sucesivamente códigos más completos, que seguramente también serán cada vez más complejos de aplicar y exigirán también un mayor volumen y número de datos. En el presente artículo se ha aplicado dicha dinámica, pues se ha utilizado un modelo unicelular y también uno de parámetros distribuido. Se ha podido comprobar que ambos contestan a las preguntas que se les formulan proporcionando resultados muy parejos.

Cuando la operación de recarga artificial se plantea teniendo en cuenta todos los elementos que forman parte del sistema de recursos hídricos, la metodología más adecuada que se puede emplear para su estudio y análisis son los modelos matemáticos de gestión de cuencas, que siempre incluyen un modelo unicelular de cada uno de los acuíferos presentes en el sistema de aprovechamiento hídrico, aunque éstos también se pueden simular mediante modelos más complejos, como los pluricelulares englobados y los de parámetros distribuidos que utilizan el método de los autovalores. No obstante, hay situaciones donde no es necesario el uso de modelos de gestión de cuencas, como algunas de las apuntadas en este artículo. En esos casos se pueden aplicar otros tipos de modelación como los ensayados a

lo largo del presente documento o alguna otra técnica, que solo se ha citado de pasada en el presente artículo, como los ensayos con trazadores, que además proporcionan el valor de la velocidad real de circulación del agua subterránea.

Aunque los modelos de flujo de parámetros distribuidos proporcionan una elevada resolución también precisan para su construcción de un alto grado de detalle, que se traduce en la necesidad de disponer de un importante volumen de datos que permitan elaborar un correcto modelo conceptual y alimentar adecuadamente al modelo numérico. Si no se cumplen estas premisas, no siempre es factible obtener una calibración satisfactoria ni un abanico de incertidumbres aceptables sobre los resultados que proporcionan, lo que a veces no les hacen ni plausibles ni creíbles, no solo ante la simulación de una operación de recarga artificial, sino también ante cualquier otra hipótesis de gestión.

El diseño y elaboración de este tipo de modelos lleva aparejado un considerable esfuerzo, tanto de índole humana como técnica y económica, que muchas veces es difícil o incluso imposible de acometer, por lo que es recomendable plantear su construcción mediante simplificaciones acordes al objetivo que se pretende conseguir, ya que éste, en numerosas ocasiones, únicamente busca conocer el comportamiento de una alternativa concreta, que en el caso del presente artículo es una operación de recarga artificial, así como evaluar si la misma es factible. Trabajar con un modelo simplificado, implementado por un menor número de datos o incluso de tipología más sencilla, como son los unicelulares de parámetros agregados, no implica que la modelación que se esté llevando a efecto sea errónea o de menor calidad, aunque es preciso tener presente que puede no ser válida fuera del contexto para la que se realiza. En el caso del presente artículo los resultados que proporcionan los códigos Modflow y ERLURE son muy parecidos y proporcionan una información que difiere muy poco respecto del análisis de viabilidad y la eficacia que ofrece la instalación de recarga artificial, que ha construido la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir.

También cabe indicar que el desconocimiento o la incertidumbre que se tenga de los parámetros hidráulicos, así como de la geometría del acuífero, pueden provocar un efecto distorsionador sobre la velocidad lineal del flujo subterráneo, que puede tener una notable influencia sobre la credibilidad de los resultados que proporciona el modelo que se realice, bien sea éste de parámetros distribuidos o agregados, como se ha visto a lo largo del presente artículo.

Atendiendo a los valores que se han obtenido para el periodo de semiagotamiento al aplicar el código ERLURE se observa que tanto la terraza media como la reciente presentan un periodo de semiagotamiento de

corta duración, por lo que se trata de acuíferos que tras un episodio de recarga natural o artificial evacuan rápidamente el agua que ha llegado a los mismos. Esta conclusión es la misma que se obtiene tras realizar el modelo de parámetros distribuidos, que presenta una complejidad mucho mayor.

Es posible que en ocasiones se pueda aplicar un modelo bidimensional en vez de uno tridimensional. Ahora bien, en el caso que compete, la aplicación de un modelo bidimensional ha dado lugar a resultados dispares respecto de los proporcionados por uno tridimensional. Esto se puede deber al hecho que un modelo bidimensional trabaja con transmisividades, que, dado que son el producto de la conductividad hidráulica por el espesor saturado, pueden esconder errores que no se detecten durante la etapa de calibración, y proporcionar una velocidad lineal de circulación del agua subterránea muy diferente a la que suministraría un modelo tridimensional. Evidentemente en la fecha en que se realizó el modelo bidimensional al que se hace referencia no había en el mercado códigos que ofrecieran la posibilidad de operar de otra manera. Ahora bien, este hecho no quita que los resultados que se obtuvieron pudieran ser una de las causas que indujeron a elegir el sitio donde finalmente se ubico la instalación de recarga artificial. Aunque el modelo de autovalores de explotación conjunta acuífero-río realizado por el Servicio Geológico de Obras Públicas en 1983 también trabaja con transmisividades, los resultados que proporciona son muy semejantes a los suministrados por los códigos ERLURE y Modflow.

Como síntesis de todo lo señalado a lo largo de la exposición llevada a cabo en el presente artículo cabe indicar que es recomendable acometer, ante el estudio de viabilidad de una operación de recarga artificial que no precise de la aplicación de un modelo matemático de gestión de cuencas, un modelo unicelular previo a la realización de uno de parámetros distribuidos, ya que el primero puede suministrar resultados muy parejos a los que proveería el segundo, ahorrando mucho tiempo y trabajo, y a la postre dinero. Resulta innegable, que si el modelo unicelular proporciona resultados positivos, la operación de recarga artificial se puede concretar con un mayor detalle realizando posteriormente uno de parámetros distribuidos.

Evidentemente, la alternativa más plausible es la experimentación sobre una instalación piloto de recarga artificial. Ahora bien, esta opción, que puede resultar económicamente muy cara y administrativamente muy compleja, debe de ir precedida de una modelación matemática que concrete las posibilidades de efectuar dicha operación con éxito.

En el caso que compete, la experiencia realizada no responde a un ensayo efectuado sobre una instalación

piloto de recarga artificial, si no que se trata de un dispositivo construido directamente con la única finalidad de proceder a la recarga del acuífero. El mismo costó cien millones de las antiguas pesetas, cuantía que podría equivaler a un millón cien mil euros actuales, importe excesivo, si se trata de una prueba tentativa y experimental para analizar la viabilidad de la operación de recarga, y, evidentemente desorbitada, si se admite que no era un prototipo, si no una instalación de tipo industrial, que fue un fracaso, como se desprende del análisis realizado en el presente artículo, por construirse sin una planificación previa que examinara en detalle su efectividad.

Téngase en cuenta que se podía haber llegado a las mismas conclusiones que se han expuesto, aplicado, antes de proceder a la construcción de la instalación de recarga artificial, las siguientes formulas:

$$v_L = ki/m_e$$

$$d = v_L t$$

donde:

$v_L$  es la velocidad lineal de circulación del agua subterránea;  $k$ , la conductividad hidráulica;  $i$ , el gradiente hidráulico;  $d$ , la distancia desde la instalación de recarga hasta el punto más cercano de drenaje natural según la dirección de flujo, y  $t$  el tiempo de permanencia del agua recargada en el acuífero.

## Agradecimientos

El autor del presente artículo quiere expresar su gratitud a todos aquellos Técnicos de Grado Medio que se pasan horas y horas en el campo realizando la dura pero importante labor de tomar datos piezométricos, aforar ríos, muestrear la calidad de las aguas de los manantiales, estar día y noche a pie de un ensayo de bombeo, o seguir y levantar la columna de un sondeo. Dado que el presente trabajo se localiza en el acuífero cuaternario del río Guadalquivir, quiere resaltar la primordial y capital tarea que durante muchos años han realizado los Ingenieros Técnico de la Oficina de proyectos de Sevilla. Sin su trabajo no hubiera sido posible realizar este artículo, ni otros muchos. Mil gracias a Rafael Anglada Gómez, Ángel Díaz Pérez, Joaquín Galache Cortés, Diego Martín Sosa, Alfonso Rodríguez Pastor, y Gerardo Salazar.

## Referencias

Andreu, J.; Capilla, J.; Sanchís, E. y Tormos, P. 1992. *AQUA-TOOL: Sistema Soporte de Decisión para la Planificación de Recursos Hídricos. Manual del usuario*. Departamento

- de Ingeniería Hidráulica y Medio ambiente. Universidad Politécnica de Valencia. 216 pp.
- Arenas Cuevas, M. 1985. Evaporación y Evapotranspiración. *XVIII Curso de Hidrogeología Aplicada. Área II. Hidrogeología de Superficie*. Instituto Geológico y Minero de España y Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Minas de Madrid. Madrid, 40 pp
- Bear, J. 1972. *Dynamics of Fluids in Porous Media*. Elsevier. Publishing Company. New York. 764 pp.
- Bo-Ming, Y. and Jian-Hua, L. 2004. A geometry model for tortuosity of flow path in porous media. *Chinese Physics Letters*, 21 (8), 1569-1571.
- Carman, P. C. 1937. Flow through granular beds. *Transactions Institution of Chemical Engineers*. (15) 150-166. In JUBILEE SUPPLEMENT. *Transactions Institution of Chemical Engineers*. Volume 75. December 1937.
- Carman, P.C. 1956. *Flow of Gases Through Porous Media*. Academic Press. New York. 182 pp.
- Chapond, G y Ruiz-Celaa, C. 1968. *Mapa Hidrogeológico de Sevilla-Carmona E 1:100000*. Investigación Hidrogeológica en la Cuenca del Río Guadalquivir. Programa de las Naciones Unidas para el desarrollo. FAO-IGME.
- Custodio, E. y Vilaró, F. 1976. Métodos de recarga artificial: aspectos generales. *Hidrología Subterránea* (Ed. Custodio, E. y Llamas, M.R.). Editorial Omega. Barcelona. pp. 1970-1991.
- de la Orden, J. A. y Murillo, J. M. 2003. La recarga artificial en el acuífero de Vergel (Alicante) como técnica paliativa de los efectos de la intrusión marina y su evaluación mediante modelación matemática. *Tecnología de la intrusión de agua de mar en acuíferos costeros: países mediterráneos*. Instituto Geológico y Minero de España. 767-777.
- DGOH-ITGE. 1995. *Proyecto para la elaboración de normas de explotación. Recopilación de información relativa a la UH. 05.47 "Sevilla-Carmona"*. Dirección General de Obras Hidráulicas e Instituto Geológico y Minero de España. Informe inédito.
- Dullien, F. A. L. 1992. *Porous media: fluid transport and pore structure*. Academic Press. New York.
- EPTISA .1990. *Estudio hidrogeológico para la mejora de la gestión de los recursos hídricos del Bajo Guadalquivir. Explotación y recarga artificial del acuífero aluvial*. Informe inédito elaborado para la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. 193 pp.
- Estrela, T. 1995. La ecuación de balance hídrico. Sus componentes. *Master en hidrología superficial y aplicada. Área de hidrología superficial*. (3). 23 pp.
- Freeze, R.A. and Cherry, J.A. 1979. *Groundwater*. Hemel Hempstead: Prentice-Hall International. 604 pp
- Ferrer Polo, J. 1993. Cálculo hidrometeorológico de avenidas. *Curso Internacional de Hidrología General y Aplicada*. Centro de Estudios y Experimentaciones de Obras Públicas (CEDEX). Madrid. 135 pp.
- Griffioen, J.; Lourens, A.L.; Venema, P.; Stroet, C.B.; Minnema, B.; Laeven, M.P.; Stuyfzand, P.J. Van Beek, C.G. y Beekman, W. 1998. An integrated model for predicting and assessing the development of groundwater quality. *Artificial Recharge of Groundwater* (Ed. Peter, H.). *Proceedings of the third international symposium on artificial recharge of groundwater -TISAR 98-* Amsterdam (Netherlands). pp. 419-421.
- Healy, R.H. y Cook, P.G. 2002. Using Groundwater levels to estimate recharge. *Hydrogeology Journal*. (10). 91-109.
- Huisman, L. and Olsthoorn, T. N. 1983. *Artificial Groundwater Recharge*. Pitman Advanced Publication Program. 320 pp.
- IGME. 1975-a. *Mapa Geológico de España E. 1:50.000. Ventas Quemadas*. Segunda serie-Primera edición. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Industria. 30 pp. 1 mapa.
- IGME. 1975-b. *Mapa Geológico de España E. 1:50.000. Lora del Río*. Segunda serie. Primera edición. Servicio de Publicaciones Ministerio de Industria. 17 pp. 1 mapa.
- IGME. 1975-c. *Mapa Geológico de España. E. 1:50.000. Sevilla*. Segunda serie. Primera edición. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Industria. 14 pp. 1 mapa.
- IGME. 1976. *Mapa Geológico de España E. 1:50.000. Alcalá del Río*. Segunda serie-Primera edición. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Industria. 25 pp. 1 mapa.
- IGME. 1982. *Proyecto para el estudio de las alternativas de utilización de las aguas superficiales y subterráneas en al Cuenca Baja del Guadalquivir. Modelo matemático del aluvial del Guadalquivir y Calcareñas de Carmona*. Instituto Geológico y Minero de España. Informe inédito. 48 pp.
- ITGE. 1991. *Estudio de los aspectos económicos y de la Gestión de la recarga artificial en el acuífero cuaternario del río Oja (La Rioja)*. Documento interno elaborado por J.M. Murillo. Instituto Geológico y Minero de España.
- López García, J y Sahuquillo Herraiz, A. 1983. Modelo de celdas para la evaluación por el método de los autovalores de las explotaciones conjuntas acuífero/río. Aplicación al estudio de posibilidades para utilización del aluvial del Bajo Guadalquivir. *III Simposio de Hidrogeología*. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. (7). 341-351.
- Lluria, M. R. 1996. Recuperación de aguas residuales para recarga artificial. *En Agua: Desafíos y Oportunidades para el Siglo XXI*. Gobierno del Estado de Aguascalientes. pp. 243-248.
- Mangin, A. 1982. L'approche systématique du karst, conséquences conceptuelles et méthodologiques. *Reunión Monográfica Karst Larra*. Diputación Foral de Navarra. Pamplona. 141-157.
- Marco Segura, J.B. 1993. Los procesos de formación de la escorrentía superficial. *Curso Internacional de Hidrología General y Aplicada*. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX): Madrid. 23 pp.
- McDonald, M.C y Harbaugh, A. W. 1988. *Modflow, a modular three-dimensional finite difference groundwater flow model*. U. S. Geological Survey. Washington, DC. Openfile report. (A1). 83-875.
- Mortier, F; Trigueros, E; Chaporad, G; Ruiz-Celaa, C; Trac, N.Q. y del Valle Cardenete, M. 1970. Investigaciones hidrogeológicas en la cuenca del río Guadalquivir. *Fondo Especial de las Naciones Unidas - FAO*. Roma. 2 Tomos. 146 pp.
- Murillo Díaz, J.M. (1998). Recarga Artificial de Acuíferos. *Curso sobre recursos hídricos subterráneos. Módulo 6: Gestión de Recursos Hídricos*. Diputación Provincial de Castellón. 49 pp.

- Murillo Díaz, J.M. y del Pozo, M. 1991. Artificial recharge experience at the "rio Oja" quaternary aquifer. *XXIV Congreso de la A.I.H.R.* Madrid. 8 pp.
- Murillo Díaz, J.M. 2004. *Recarga de acuíferos. Evaluación y análisis de condicionantes técnicos y económicos. Acuífero aluvial del bajo Guadalquivir.* Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. 749 pp.
- Murillo Díaz, J.M. 2005. Evaluación de la recarga a los acuíferos por precipitación y regadío. Aplicación y diseño de un modelo simplificado de balance hídrico. *En Agua, minería y medioambiente. Libro Homenaje al profesor Fernández Rubio.* Instituto Geológico y minero de España. 387-399
- Murillo, J.M. y Navarro, J.A. 2008. Empleo de modelos de análisis global de recursos hídricos como primera actuación a emprender en propuestas de gestión que contemplen operaciones de recarga artificial de acuíferos. *Boletín Geológico y Minero de España*. 119 (2): 247-272.
- Murillo, J.M. 2014. *Uso conjunto, recarga artificial y caudal ambiental. El caso del sistema de explotación Quiebrajano Viveros (Jaén-España).* Universidad Politécnica de Valencia. En Prensa.
- Oaksford, E.T. 1985. Artificial Recharge: Methods, Hydraulics, and Monitoring, In: *Artificial Recharge of Groundwater*. Asano, T (editor). Butterworth Publishers, Boston, pp. 69-127.
- Perconing, E. 1973. El Andalucense. *XIII Coloquio Europeo de Micropaleontología*. Empresa Nacional Adaro de Investigaciones Mineras, S.A. 201-223.
- Perconing, E. y Granados, L.F. 1973-a. El estratotipo del Andalucense. *XIII Coloquio Europeo de Micropaleontología*. Empresa Nacional Adaro de Investigaciones Mineras, S.A. 225-246.
- Perconing, E. y Granados, L.F. 1973-b. Límite Mioceno-Plioceno. Corte de la autopista km 17. *XIII Coloquio Europeo de Micropaleontología*. Empresa Nacional Adaro de Investigaciones Mineras, S.A. 247-251.
- Perez-Paricio, A. y Carrera, J. 1998-a. A conceptual and numerical model to characterize clogging. *Artificial Recharge of Groundwater* (Ed. Peter, H.). *Proceeding of the third international symposium on artificial recharge of groundwater -TISAR 98-* Amsterdam (Netherlands). pp. 419-421.
- Pérez-Paricio, A. y Carrera, J. 1998-b. Operational guidelines regarding clogging. *Artificial Recharge of Groundwater* (Ed. Peter, H.). *Proceeding of the third international symposium on artificial recharge of groundwater -TISAR 98-* Amsterdam (Netherlands). pp. 441-445.
- Pettyjohn, W.A. 1981. Introduction to Artificial Ground Water Recharge. *NWWA/EPA Series National Waterwell Association*. Oklahoma. USA. 44 pp.
- Pyne R. D. G. 1995. *Groundwater Recharge and Wells: A Guide to Aquifer Storage and Recovery*. Lewis Publishers. 401 pp.
- Riezebos, R.O.; Van Gaans, y de Ruiter J.C. 1996 Modelling Hydrogeochemical aspects of deep-infiltration into a drinking well aquifer. *Artificial Recharge of Groundwater* (Ed. Kivimäki, A.L. y Suokko, T.) *Proceedings of an International Symposium*. Helsinki (Finland). pp. 289-294.
- Saaltink, M.W.; Ayora, C.; Stuyfzand, P.J. y Timmer, H. 1998. Modelling the effects of deep artificial recharge on groundwater quality. *Artificial Recharge of Groundwater* (Ed. Peter, H.). *Proceedings of the third international symposium on artificial recharge of groundwater -TISAR 98-* Amsterdam (Netherlands). pp. 423-425.
- Samper, J; Llorens, H; Arés, J. y García, M.A. (1999). *Manual del usuario del programa Visual Balan V.1.0. Código interactivo para la realización de balances hidrológicos y la estimación de la recarga.* Empresa Nacional de Residuos Radiactivos, S.A. (ENRESA). Publicación Técnica número 05/99. 134.
- Senet Alonso, M. 1984. *Problemática de la recarga artificial de acuíferos. Realizaciones españolas y sus posibilidades en el sureste español.* Tesis. Universidad Politécnica de Madrid. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Minas. 348 pp.
- Sole, J; Carrera, J. y Galarza, G. 1995. Modelos de evapotranspiración potencial: Revisión y propuesta de clasificación. *VI Simposio de Hidrogeología*. (19). Sevilla. 19-29.
- Solera, A; Paredes, J. y Andreu, J. 2007. AQUATOOLDDMA SSD para planificación de cuencas. Manual de usuario. Universidad Politécnica de Valencia. 121 pp.
- Stefanescu, C. y Dassargues, A. 1996. Simulation of pumping and artificial recharge in a phreatic aquifer near Bucharest, Romania. *Hydrogeology Journal*. 4 (3). 72-83.
- Stuyfzand, P.J. 1998. Simple models for reactive transport of pollutants and main constituents during artificial recharge and bank filtration. *Artificial Recharge of Groundwater* (Ed. Peter, H.). *Proceedings of the third international symposium on artificial recharge of groundwater -TISAR 98-* Amsterdam (Netherlands). pp. 427-434.
- Temez, J.R. 1997. *Modelo matemático de transformación "precipitación-escorrentia"*. Asociación de Investigación Industrial Eléctrica. ASINEL. Madrid. 39 pp.
- Thornthwaite. 1948. *An approach toward a rational classification of climate*. *Geographical Review*, 38(1) 55-94.
- Viguier, C. 1969. Precisiones acerca del Neógeno en Dos Hermanas (Sevilla). *Boletín Geológico y Minero*. (86). 545-546.
- Viguier, C. 1974. *Le neogene de L'andalousie nord occidentale (Espagne)*. *Histoire géologique du "Bassin du Bas-Guadalquivir"*. Thèses de doctorat d'état ès sciences naturelles. Université de Bordeaux. 450 pp.
- Villanueva Martínez, M e Iglesias López, A. (1984). *Pozos y Acuíferos. Técnicas de evaluación mediante ensayos de bombeo*. Instituto Geológico y Minero de España. 426 pp.
- Virgos Soriano, L; Batlle Gargallo, A.; Martín Machuca, M y Martínez Alfaro, P. E. 1983-c. Modelo Hidrogeológico Digital del Aluvial del Guadalquivir y Calcarenitas de Carmoña. *III Simposio de Hidrogeología*. Madrid. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. (9). 93-101.

Recibido: abril 2014

Revisado: abril 2014

Acceptado: mayo 2014

Publicado: junio 2014