



<b>INFORME</b>	<b>Identificación: H-2</b>
	<b>Fecha 18 de febrero de 2012</b>
<b>TÍTULO:</b> Documento-síntesis sobre métodos de evaluación de la recarga, su validez, aplicabilidad en casos seleccionados de la cuenca del Segura	
<b>PROYECTO:</b> MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE LA RECARGA EN ACUÍFEROS EN ZONAS SEMIÁRIDAS, Y ANÁLISIS INTEGRADO DE RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÁNEOS: CUENCA DEL SEGURA	
<b>RESUMEN:</b> <p>El Proyecto pretende mejorar el conocimiento de los procesos y métodos de evaluación de la recarga a los acuíferos en condiciones semiáridas, lo que resulta fundamental en la planificación y de cara a decidir las opciones de sostenibilidad. Ésta última debe ser analizada y cuantificada mediante sistemas soporte a la decisión que puedan incorporar no sólo la dimensión hidrogeológica sino también sus relaciones socioeconómicas y, en su caso, ambientales, legales e institucionales. La aplicación de todo ello cobra especial interés en sistemas sometidos a fuertes presiones. Teniendo en cuenta relativamente escasa la duración del Proyecto, los trabajos del equipo de investigación del IGME han consistido en: 1) Documento-síntesis que sobre métodos de evaluación de la recarga, su validez, aplicabilidad en casos seleccionados de la cuenca del Segura; 2) Traslado al IEA del procedimiento desarrollado sobre IWRM/Redes Bayesianas y resultados provisionales obtenidos, simulación de posibles alternativas, nuevos enfoques y líneas de trabajo futuras para la aplicación y desarrollo de la técnica.</p>	
<b>Revisión</b> <b>Nombre:</b> <b>Unidad:</b> <b>Fecha:</b>	<b>Autores:</b> José Luis García Aróstegui, Jorge Hornero Díaz, John Bromley, Eilon Adar  <b>Responsable:</b> José Luis García Aróstegui



CIRCULAR 1/2005. ANEXO V  
INFORME FINAL DE RESULTADOS DEL PROYECTO

FECHA INICIO (mes/año)		FECHA FINALIZACIÓN (mes/año)		RESPONSABLE DEL PROYECTO
Marzo / 2009		Prevista: Marzo / 2010	Real: Marzo / 2010	JOSE LUIS GARCIA ARÓSTEGUI
TÍTULO DEL PROYECTO				
MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE LA RECARGA EN ACUÍFEROS EN ZONAS SEMIÁRIDAS, Y ANÁLISIS INTEGRADO DE RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÁNEOS: CUENCA DEL SEGURA				
TÍTULO ABREVIADO			LÍNEA DE ACCIÓN	
RECARGA Y IGWRM			Hidrogeología y Calidad ambiental	
PROYECTO				
Propio <input type="checkbox"/>		Subvencionado <input checked="" type="checkbox"/>		En Convenio <input type="checkbox"/>
				Op. Comercial <input type="checkbox"/>
INFORME FINAL ENTREGADO EN EL CENTRO DE DOCUMENTACIÓN: Si <input type="checkbox"/> No <input checked="" type="checkbox"/>				FECHA DE ENTREGA: _____

EQUIPO DE TRABAJO			
Nombre	Categoría	Organismo	Actividad realizada
José Luis García Aróstegui	26	IGME	Investigador Principal. Todas las tareas
Jorge Hornero Díaz	24	IGME	Apoyo a la toma de muestras de agua, encuestas de campo, e interpretación de resultados
Otros Organismos Participantes en el Proyecto			
Organismo	Responsable	Actividad realizada	
Oxford University Centre for Water Research (Reino Unido)	John Bromley	Asesoramiento	
Zuckerberg Institute for Water Research (Ben-Gurion University of the Negev. Israel)	Eilon Adar	Asesoramiento	

**BREVE DESCRIPCIÓN DEL PROYECTO (máximo 10 líneas)**

El Proyecto pretende mejorar el conocimiento de los procesos y métodos de evaluación de la recarga a los acuíferos en condiciones semiáridas, lo que resulta fundamental en la planificación y de cara a decidir las opciones de sostenibilidad. Ésta última debe ser analizada y cuantificada mediante sistemas soporte a la decisión que puedan incorporar no sólo la dimensión hidrogeológica sino también sus relaciones socioeconómicas y, en su caso, ambientales, legales e institucionales. La aplicación de todo ello cobra especial interés en sistemas sometidos a fuertes presiones. Teniendo en cuenta relativamente escasa la duración del Proyecto, los trabajos del equipo de investigación del IGME han consistido en: 1) Documento-síntesis que sobre métodos de evaluación de la recarga, su validez, aplicabilidad en casos seleccionados de la cuenca del Segura; 2) Traslado al IEA del procedimiento desarrollado sobre IWRM/Redes Bayesianas y resultados provisionales obtenidos, simulación de posibles alternativas, nuevos enfoques y líneas de trabajo futuras para la aplicación y desarrollo de la técnica.



## OBJETIVOS DEL PROYECTO

### OBJETIVOS GENERALES (máximo 5 líneas)

Los trabajos del equipo de investigación del Instituto Geológico y Minero de España, en colaboración con la Fundación IEA se plasmarán en un documento que responderá a las siguientes temáticas: 1) Estado del arte sobre métodos para la determinación de la recarga a los acuíferos en zonas semiáridas y aplicación a casos seleccionados de la cuenca del Segura. 2) Integración de datos, desarrollo del Sistema de Soporte a la Decisión y simulación de escenarios e impactos 3) Conclusiones y líneas futuras de investigación

### OBJETIVOS ESPECÍFICOS (máximo 5 líneas)

## SÍNTESIS DE LOS LOGROS DEL PROYECTO (en relación con los objetivos)

El proyecto ha supuesto la colaboración con investigadores de prestigio, que se han implicado de forma importante. Se ha potenciado la colaboración científica en temas de investigación hidrogeológica en zonas semiáridas y áreas de escasez de recursos hídricos:

- 13-19 de diciembre de 2009. Visita Israel: Universidad de Ben Gurión (Neguev), Recarga artificial en Tel-Aviv (visita con Mekotot), Hidrogeología del entorno del Mar Muerto y visita al Servicio Geológico de Israel.
- 25-27 de enero 2010. Reunión científica en Murcia sobre Hidrogeología en Zonas Semiáridas (IGME, IEA, UM, UPCT, UGR, UPC, EEZA), presentación en Consejería de Agricultura, Impartición del Curso breve sobre Mixing Cell Model y Bayesian Network. Visita de campo sobre Recursos Hídricos en el Campo de Cartagena
- Madrid, 29 de enero de 2010. Primera Jornada de I+D del IGME, 2010.

Se ha elaborado un documento síntesis sobre la recarga que ha sido incorporado al Proyecto "Modelización Hidrológica en Zonas Semiáridas" financiado por el IEA, y que durante el año 2012 está siendo mejorado.

## PRODUCTOS DEL PROYECTO (GENERALES Y DE INTERÉS PARA EL IGME)

### PUBLICACIONES (autores, título, libro o revista, lugar publicación, volumen, páginas, ISBN o ISSN)

AUTHORS (in order of authorship): Molina, J.L, García-Aróstegui, J.L., Bromley, J., Farmani, R., Sullivan, C., Benavente J., Hornero, J., (2009).  
TITLE: Integrated management of overexploited aquifers: an extreme case study in southern Spain. (SCI).  
JOURNAL/BOOK TITLE: Trends and Sustainability of Groundwater in Highly Stressed Aquifers (Proc. of Symposium JS.2 at the Joint IAHS & IAH Convention, Hyderabad, India, September 2009). IAHS Publ. 329, 2009

### INFORMES INÉDITOS (autores, título, extensión, serie, lugar de depósito)

### DATOS (tipo y características, base de datos que los contiene)

Las muestras de agua tomadas en este Proyecto han complementado investigaciones en el Campo de Cartagena del Proyecto CANOA 73 3 00 24 00, e investigaciones paralelas del IEA, incluido el proyecto en curso CARTAG-EAU.

### OBRAS (tipo y características)

### INSTALACIONES (tipo y características)



#### FORMACIÓN CONSEGUIDA

A mediados de 2009, se leyó una Tesis Doctoral (José Luis Molina González) con importantes sinergias con este Proyecto en el tramo final de desarrollo.

Los aspectos de evaluación de la recarga, han servido para proyectos externos del IEA y parcialmente algunas cuestiones son incorporadas y ampliadas en la Tesis Doctoral de Paul Baudron (codirigida por el IP de este Proyecto) cuya fecha prevista de defensa es a finales de 2012.


Puede considerarse como formación, la impartición del curso y conferencias antes mencionadas, y las visitas de investigación a Israel.

#### ACTIVIDADES EXTERIORES RELACIONADAS CON EL PROYECTO (Participación en reuniones científicas y congresos, de seguimiento de convenios, etc.)

Presentación en Congreso Internacional de la AIH-IAHS (Hyderabad, India)

#### EXPLICACIÓN DE LAS DESVIACIONES EN LA EJECUCIÓN DEL PROYECTO (si las hubo)

#### COMENTARIOS

El Responsable del Proyecto	Enterado, El Jefe de la Unidad	Enterado, El Director Adjunto	Recibido, El Gestor de Proyectos
 Nombre: <b>José Luis García Aróstegui</b> Fecha: 18/2/2012	Nombre: <b>Ramón Aragón Rueda</b> Fecha:	Nombre: Fecha:	Nombre: Fecha:



**CONVENIO DE COLABORACIÓN IGME-IEA**

**MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE LA RECARGA  
EN ACUÍFEROS EN ZONAS SEMIÁRIDAS, Y  
ANÁLISIS INTEGRADO DE RECURSOS  
HÍDRICOS SUBTERRÁNEOS: CUENCA DEL  
SEGURA**

**FEBRERO, 2012**

**Documento-síntesis sobre métodos de evaluación de la recarga, su validez, aplicabilidad en casos seleccionados de la cuenca del Segura**

## INDICE

### PREAMBULO

### 1. INTRODUCCIÓN

### 2. OBJETIVOS

### 3. LA RECARGA DE ACUÍFEROS

- 3.1 Mecanismos y procesos de recarga
- 3.2 Técnicas de estimación de la recarga
  - 3.2.1 Balance hídrico
  - 3.2.2 Técnicas basadas en el estudio de las aguas superficiales
    - 3.2.2.1 Evaluación de variables físicas
  - 3.2.3 Técnicas basadas en el estudio de la zona no-saturada
    - 3.2.3.1 Aplicación de métodos físicos
  - 3.2.4 Técnicas basadas en el estudio de la zona saturada
    - 3.2.4.1 Análisis de variables físicas
  - 3.2.5 Aplicación de la modelación numérica
  - 3.2.6 Cuantificación de la recarga mediante trazadores ambientales
  - 3.2.7 Método de balance de cloruros

### 4. APLICACIÓN DEL CÓDIGO VISUAL BALAN AL CÁLCULO DE LA RECARGA EN LOS SECTORES ACUÍFEROS DE AYNA Y LIÉTOR (MASA DE AGUA SUBTERRÁNEA DE ALCADOZO)

### Referencias Bibliográficas

## **1. ANTECEDENTES**

El Instituto Geológico y Minero de España (IGME) y la Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua (IEA) tienen establecido un Convenio Marco de Colaboración científica cuyo objetivo principal es conseguir para ambas instituciones una mayor eficiencia investigadora y un mejor servicio a los intereses generales y los objetivos fundacionales. En desarrollo del citado Convenio se ha establecido un Convenio Específico de Colaboración para la realización de tareas de investigación relacionadas con la evaluación y gestión de recursos hidrogeológicos en zonas semiáridas. El presente Convenio Específico tiene por objeto la colaboración entre el IGME y la Fundación IEA en materia de investigación y en el ámbito del Proyecto sobre “Cuantificación de los componentes del flujo subterráneo y recarga en acuíferos en zonas semiáridas, y análisis integrado de recursos hídricos subterráneos: cuenca del Segura”.

En la cuenca del Segura han sido aplicadas diversas técnicas para estimar la recarga de aguas subterráneas, la mayor parte de ellas basadas en cálculos de balance de agua en el suelo y cierre de balance mediante equiparación de las entradas a las salidas. Sin embargo, en el caso de los acuíferos explotados intensivamente desde hace más de 30 años, existen incertidumbres sobre el funcionamiento en régimen natural, su descarga anual y variabilidad intra-anual. En ellos, las extracciones por bombeo superan altamente a la recarga y se efectúa minería del agua con explotación en muchos casos de aguas recargadas hace más de 50 años. La aplicación de métodos hidroquímicos e isotópicos resulta por tanto imprescindible en cualquier estudio hidrogeológico de estos acuíferos, para determinar los procesos de recarga, tiempos de residencia de las aguas, fuentes de recarga y contribuir a su recuperación a largo plazo o desistir de la misma siendo considerados como masas de agua fuertemente modificadas tal y como prevé la Directiva Marco del Agua.

Otro de los aspectos de interés es la investigación de los efectos del calentamiento global sobre la recarga a los acuíferos, sobre todo en aquellos que constituyen caudales de base de los ríos y en los que tienen manantiales singulares. Las previsiones de los efectos sobre el clima apuntan en el sentido de modificar no tanto la cantidad media de precipitación hacia su reducción, sino de incrementar la variabilidad a todas las escalas temporales. Desde el punto de vista de la recarga a los acuíferos, el análisis de tales cambios resulta esencial. Determinados códigos numéricos de balance hídrico pueden permitir simular el efecto de la recarga a los acuíferos teniendo en cuenta diferentes series termopluviométricas.

La justificación básica del Proyecto radica en la necesidad de mejorar el conocimiento, procesos y métodos de evaluación de la recarga a los acuíferos en condiciones semiáridas, lo que resulta fundamental en la planificación y de cara a decidir las opciones de sostenibilidad.

Por tanto parece oportuno elaborar un documento síntesis que recoja los principales métodos aplicados en el cálculo de la recarga de acuíferos, entendido como un paso previo al desarrollo de futuros proyectos de tipo aplicado o metodológico. Basado en esta perspectiva investigadora será fundamental seleccionar distintas áreas



hidrogeológicas de interés en las que se puedan contrastar resultados y perfeccionar los métodos de trabajo, ya que se trataría de obtener una mayor eficiencia en los resultados de tal forma que se traduzca en aumentar la precisión y fiabilidad de los balances hídricos.

Este documento síntesis ha sido elaborado por José Luis García-Aróstegui y Jorge E. Hornero Díaz de la oficina de proyectos del IGME en Murcia.

## **2. INTRODUCCIÓN**

En regiones áridas y semiáridas el incremento de las demandas de agua frente a unos recursos limitados dan como resultado una visión preocupante respecto de la recarga de aguas subterráneas. La escasez de agua se hará más crítica en el futuro cuando el crecimiento de la población en este tipo de regiones supere a las de las húmedas. Los recursos hídricos superficiales en estas regiones son por lo general muy escasos y altamente variables, con el resultado de que el uso de las aguas subterráneas es la principal fuente de suministro.

El problema del uso intensivo del agua y, en particular, el de las aguas subterráneas es frecuente en muchas áreas del mundo, especialmente en las catalogadas como áridas y semiáridas donde a veces es el único recurso disponible. Tal explotación, en muchos casos de iniciativa privada y con ausencia de planificación, se ha destinado fundamentalmente al abastecimiento de la población y para riego, y ha contribuido de forma considerable al desarrollo económico, mitigando pobreza y generando unos beneficios que parecen olvidarse cuando, al cabo de los años, se observan determinados efectos negativos (descenso continuado de niveles, deterioro de la calidad, encarecimiento del agua extraída o daños ecológicos y ambientales). En este sentido, los estudios de recarga en acuíferos localizados en zonas con escasez de lluvias son fundamentales, dado que éstos son a menudo la única fuente de recursos, y además contribuyen a mejorar el grado de información necesario para hacer un uso sostenible de las aguas subterráneas.

Los métodos utilizados en la evaluación de la recarga están sometidos a determinados factores relacionados con actuaciones de carácter local o regional (sobrexplotación, perturbación de su calidad natural), circunstancia que se traduce, en algunos casos, en un importante grado de imprecisión y una elevada variabilidad espacial y temporal. Los balances hídricos de las diferentes masas de agua subterránea, se han de realizar con el fin de cumplir determinados objetivos, entre los que destacan, valorar los recursos disponibles que permitan establecer cuales pueden ser los niveles de garantía ofertados a los distintos usos y, asimismo, estimar el índice de explotación óptimo para cumplir con el objetivo del buen estado en la masa de agua.

En el ámbito legislativo español, todas estas circunstancias tienen mucho que ver con el concepto de “recurso disponible”. Por éste se entiende el valor medio interanual de la tasa de recarga total de la masa de agua subterránea, menos el flujo interanual medio requerido para conseguir los objetivos de calidad ecológica en el agua superficial asociada. El recurso disponible se obtendrá como diferencia entre los recursos renovables (recarga por la infiltración de la lluvia, recarga por retorno de regadío, pérdidas en el cauce y transferencias desde otras masas de agua subterránea) y los flujos medioambientales requeridos para cumplir con el régimen de caudales ecológicos y para prevenir los efectos negativos causados por la intrusión marina (DMA, 2000; Instrucción de Planificación Hidrológica, 2008).

### **3. OBJETIVOS**

El enfoque de este trabajo consiste en la recopilación de información relativa a los métodos de cálculo que se están utilizando en el cálculo de la recarga de acuíferos. En los últimos años se está avanzando en el desarrollo de nuevas metodologías, lo que en algún caso, ha representado un reto científico a la hora de disminuir el nivel de incertidumbre y obtener mayor precisión desde un punto de vista no solo cuantitativo, sino también a nivel espacial y temporal en las masas de agua subterránea.

La estructura y desarrollo de este documento pretende reflejar la importancia que tiene la evaluación de la recarga en la gestión de los recursos hídricos, sobre todo en zonas o regiones donde las demandas hídricas son notables y la disponibilidad de recursos es muy limitada debido a circunstancias de tipo climatológico, escasez de infraestructuras reguladoras o poca viabilidad técnica para la captación de nuevos recursos, en definitiva, circunstancias que limitan la posibilidad de gestión y que por tanto amplifican la necesidad de mejorar la precisión en la cuantificación de las aportaciones a los acuíferos.

Este documento de síntesis se centra principalmente en el análisis de diferentes estudios de investigación relativos a la recarga, entre éstos, por ejemplo, la infiltración directa a través del suelo, métodos de balance de agua, validación mediante el comportamiento de los niveles piezométricos, método de cloruros y el uso de trazadores ambientales (isótopos e hidroquímica) para la estimación espacial de la recarga. Por último, aplicando un método de balance de agua, se expone un caso práctico de cálculo de la recarga en los sectores acuíferos de Ayna y Liétor, comprendidos dentro de la masa de agua subterránea de Alcadozo (Demarcación Hidrográfica de la cuenca del Segura). Este último trabajo procede del convenio de colaboración entre el IGME y la Confederación Hidrográfica del Segura (2009) para la “Definición de un plan de extracciones de agua subterránea en la cuenca Alta del Segura en épocas de sequía”.

#### **4. LA RECARGA DE ACUÍFEROS**

La estimación de la recarga es esencial en el análisis de un sistema hidrogeológico y puede proporcionar información fundamental para el uso sostenible de los recursos hídricos. En regiones áridas y semiáridas, la recarga ha sido estimada mediante una variedad de técnicas físicas, químicas, isotópicas y de modelización. Estas técnicas (medidas directas, métodos de balance de agua, aproximaciones de Darcy, técnicas de trazadores y métodos empíricos), han sido descritas en estudios previos (Lerner et al., 1990; Hendrickx y Walker, 1997; Scanlon et al., 2002; Scanlon et al., 2006). El objetivo de los estudios de recarga ha condicionado en cierta medida el método utilizado para estimar la recarga y la escala de trabajo. En general, la estimación regional a gran escala destinada a la evaluación de los recursos hídricos no puede utilizarse para estimar la variabilidad local en la recarga. Por el contrario, la estimación de recarga destinada a estudios de la calidad del agua basados en la variabilidad espacial de la recarga, resulta esencial para el transporte de contaminantes (Scanlon et al., 2006). Por otra parte, en zonas húmedas, las incertidumbres en el cálculo de balance de agua son pequeñas debido a la magnitud de la componente de recarga. Por el contrario, en regiones áridas y semiáridas, las estimaciones regionales a partir de balances de agua resultan a menudo de baja calidad debido a la propia componente de recarga.

En las estimaciones de recarga están involucrados no sólo el clima, sino también la geología, morfología, tipo de suelo y el uso de éste. La variabilidad espacial y temporal de la recarga también debe ser incluida en las técnicas de estimación.

En los últimos años se han publicado algunos trabajos de síntesis sobre el estudio de la recarga. Simmers (1988) editó un volumen sobre técnicas de estimación de recarga con aplicaciones y casos de estudio en regiones semiáridas. En Lerner et al. (1990) se incluyen descripciones de recarga en diferentes ámbitos hidrogeológicos. Una recopilación efectuada por la OIEA (2001) proporciona valiosa información sobre la recarga en zonas con escasez, y se basa en estudios de campo realizados en 44 lugares de referencia. Estos estudios demostraron que con precipitaciones por debajo de 200 mm, la recarga resulta insignificante. Un volumen especial de *Hydrogeology Journal* (Scanlon y Cook, 2002) incluye artículos sobre los procesos de recarga y los métodos de estimación de recarga, incluida la teledetección, modelización, recarga artificial y urbana, y casos de estudio en regiones áridas y semiáridas. En Scanlon et al. (2006) se presenta una síntesis sobre valores de tasas de recarga e información que permite establecer programas de desarrollo sostenible de las aguas subterráneas, en el contexto de la variabilidad climática y cambios en la recarga por el uso de la tierra y la cubierta terrestre (LU/LC). Esta síntesis hace hincapié en las estimaciones regionales de recarga disponibles (fig. 1). La base de datos proporcionada en esta compilación es un recurso valioso para la comparación con modelos futuros de estimación de la recarga basados en modelos a escala regional y global.

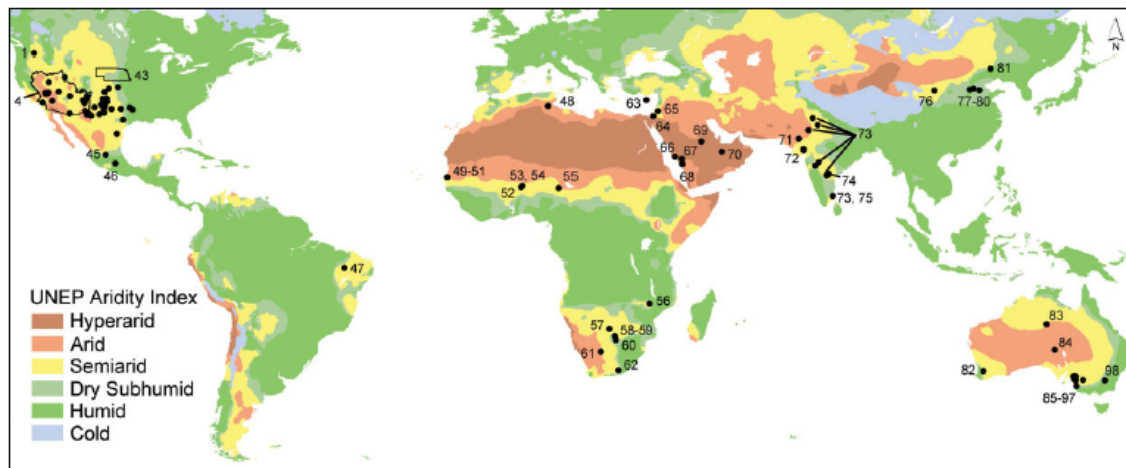


Figura 1. Distribución mundial de zonas climáticas (UNESCO, 1979) y localización de las zonas donde se han realizado estudios de recarga (Scanlon et al., 2006).

Algunas de las conclusiones aportadas por estas investigaciones son (Scanlon et al., 2006):

- En grandes áreas (40-374000 km<sup>2</sup>), se han estimado tasas de media de recarga comprendidas entre 0,2 y 35 mm/año, es decir, 0,1-5% de la precipitación media anual a largo plazo.
- La recarga concentrada en cauces efímeros y lagos y el flujo preferencial en su mayor parte en rocas fracturadas proporciona resultados muy variables en las tasas de recarga.
- El método de balance de masas de cloruro (CMB) es la técnica más usual para calcular la recarga, sin embargo, tiene que ser mejorado el muestreo y la información sobre la variabilidad espacial y temporal de las entradas de cloruro en el sistema.
- Los impactos de la variabilidad climática y los cambios LU/LC quedan registrados en los perfiles con trazador de la zona no saturada y en las fluctuaciones del nivel de agua subterránea.
- La variabilidad del clima a escala temporal (p.e. 10 años) muestra variaciones en la recarga del orden de 5 veces en África entre periodos de sequía y no sequía.
- Los cambios en LU/LC relacionados con la deforestación han aumentado la recarga aproximadamente 2 órdenes de magnitud en Australia.
- Los cambios de pastizales y matorrales naturales a zonas de cultivo han alterado los modos de recarga (ET) hacia recarga difusa.
- El impacto de los cambios LU/LC es superior al de la variabilidad climática (p.e. en Nigeria).
- La recarga en las zonas de riego oscila entre los 10 a 485 mm/año (1-25% del riego más precipitación), sin embargo, el bombeo de aguas subterráneas en sistemas de regadío supera ampliamente a la recarga, lo que produce descensos del nivel del nivel de agua en las zonas de riego (China, Estados Unidos, Europa).
- La sensibilidad de la recarga a los cambios LU/LC indica que éstos pueden ser gestionados para controlar la recarga.
- El cálculo de los índices de recarga y la comprensión de los impactos del clima y cambios LU/LC en el pasado, son fundamentales para el desarrollo sostenible de

los recursos hídricos en un contexto de variabilidad del clima y futuros cambios en LU/LC.

En el ámbito de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos (Grupo Español) se organizó una reunión científico-técnica (1997) para debatir sobre el estado de la ciencia y la técnica de la recarga natural de acuíferos bajo la perspectiva de la gestión y planificación de los recursos de agua subterránea. Se expusieron los diferentes procedimientos para el cálculo de la recarga; de forma directa, mediante métodos indirectos semiempíricos, realizando balances diarios y mensuales del agua en el suelo en el medio saturado y en el acuífero, midiendo la salinidad y concentraciones isotópicas en las aguas de lluvia y de los acuíferos, trazadores en parcelas experimentales, procesos de recarga río-acuífero, recarga por pérdidas en infraestructuras hidráulicas, en resuemn, toda una serie de métodos que están algunos de ellos actualmente en desarrollo y validación. Del contenido de esta reunión se hizo un diagnóstico de la situación (Manzano y Fernández, 1997) y se expusieron las siguientes consideraciones de carácter general (Custodio et al. 1997):

- La estimación fiable de la magnitud de la recarga natural es de una extraordinaria dificultad.
- La recarga es el resultado de un gran número de procesos y variables, que justifican que pueda abordarse con enfoques y métodos muy diversos, es decir, no existe un método de evaluación de la recarga que con carácter general sea superior al resto.
- La marcada variabilidad espacio-temporal de los procesos involucrados en la recarga es uno de los aspectos que plantea mayores dificultades para su estimación.
- La incertidumbre de la recarga, medida en términos de error relativo, nunca podrá ser inferior a la incertidumbre de los datos y variables utilizados para su evaluación. La evaluación de los recursos subterráneos debe también estimar razonadamente los posibles márgenes de error.
- La evaluación cuantitativa de la recarga debe considerar de forma simultánea el estudio de la calidad química de dicha recarga.

### 3.1 Mecanismos y procesos de recarga

Los estudios de recarga de aguas subterráneas pueden realizarse de una forma más adecuada si se hace una distinción conceptual previa de los diferentes mecanismos de recarga y su importancia relativa en el ámbito climático investigado (Lerner et al. 1990; Simmers et al., 1997). Un rasgo característico de la hidrología de las zonas secas (Figura 2) con respecto a la distribución regional de la recarga, es el desarrollo esporádico de flujo sobre la superficie del terreno. La dinámica de las precipitaciones, los antecedentes sobre las condiciones de humedad, superficie y propiedades del suelo, y el tipo de vegetación determinan la aparición y la extensión del flujo. Una vez que el flujo se ha desarrollado, su concentración se convierte en el factor conductor de la distribución espacial de recarga dentro de la cuenca . Por tanto, resulta esencial efectuar una distinción importante entre los mecanismos de recarga directos e indirectos.

En la figura 3 se muestran los cuatro grandes procesos que contribuyen a la recarga en zonas semiáridas y áridas: (A) recarga a través de fisuras en rocas duras, grandes grietas y conductos kársticos (recarga en fracturas); (B) infiltración en los coluviones de las zonas de piedemonte, cuando las pendientes en las parte superior provocan una microcuenca que concentra el agua, (C) infiltración en cauces; (D) recarga directa mediante flujo a través de la matriz del suelo. Habitualmente, los procesos (A), (B) y (C) son denominados como recarga indirecta, ya que requieren la generación previa de la escorrentía, y al proceso (D) se le llama recarga directa. Existen interesantes estudios de recarga a través de fracturas (A) en el desierto del Kalahari y de infiltración en coluviones (B) en una cuenca experimental del Desierto de Negev, Israel (Adar et al. 1998).

El conocimiento de los mecanismos de recarga es un aspecto fundamental para la selección adecuada del método de estimación. Cuando el mecanismo dominante es la recarga directa, el enfoque más adecuado es el análisis numérico o experimental de flujos verticales de humedad, aunque también pueden aplicarse los métodos de balance hídrico o los perfiles de cloruros. Sin embargo, si los mecanismos de recarga dominantes son indirectos, se requieren enfoques completamente diferentes. En estos casos, la generación de escorrentía y la distribución resultará importante para controlar la recarga, pérdidas e infiltración en coluviones. Asimismo, las áreas de recarga preferencial deben ser identificadas regionalmente. En este contexto, los isótopos y los indicadores hidroquímicos se convierten en herramientas útiles y han sido ya utilizados para la delimitación de áreas de recarga favorables en sistemas complejos.

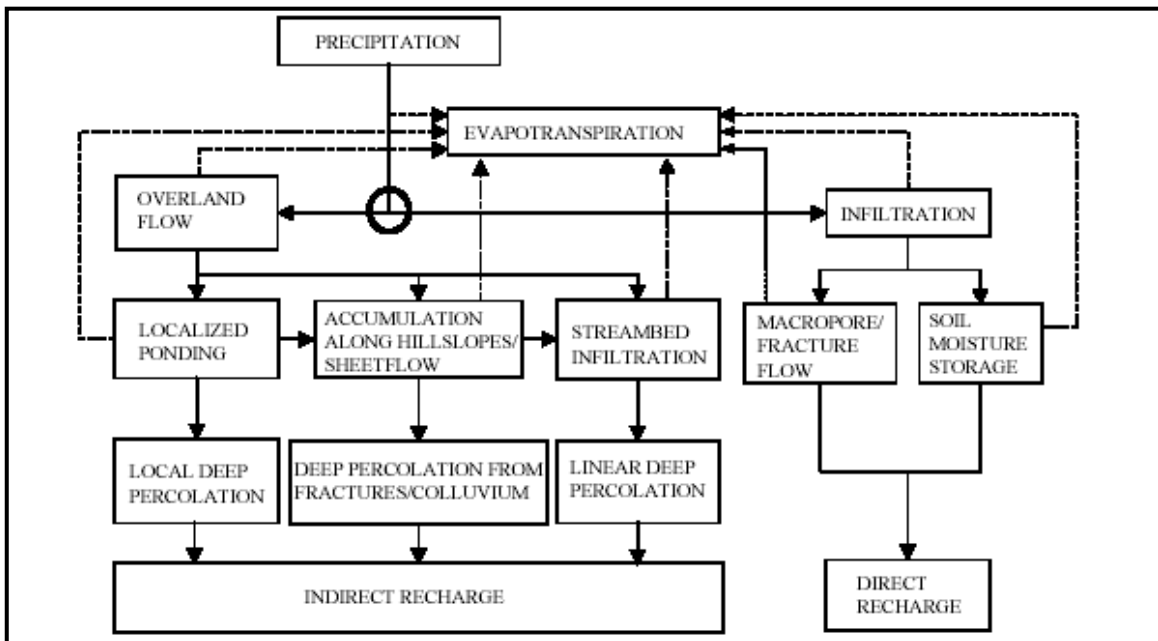


Figura 2. Esquema de los procesos que controlan la recarga directa e indirecta en zonas áridas y semiáridas (Modificado en Külls, 2000 y Zagana et al., 2007).

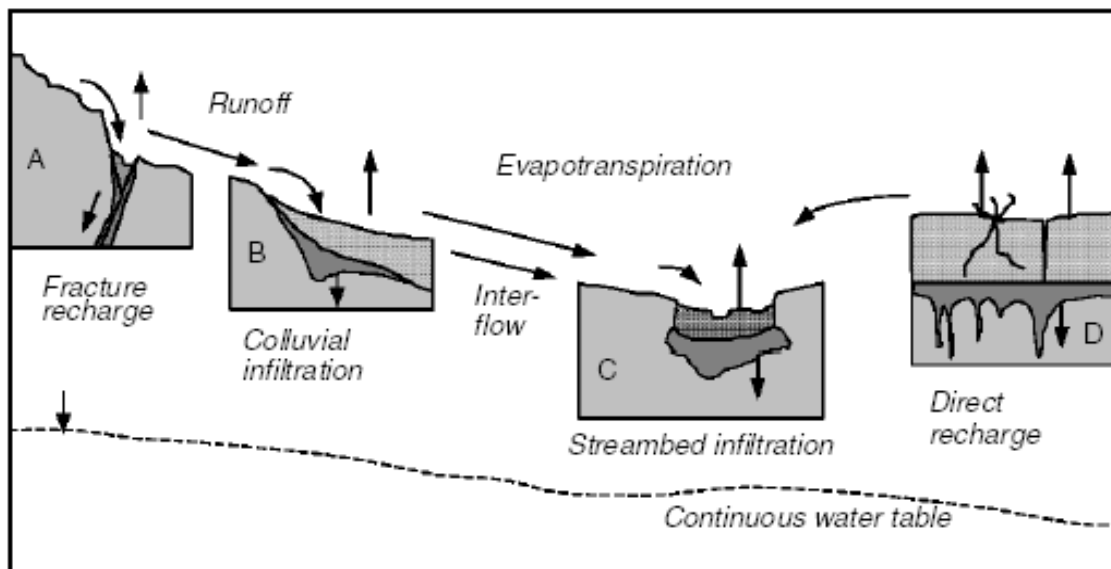


Figura 3. Modelo conceptual de los procesos de recarga en regiones áridas y semiáridas (Külls, 2003)

Los principales mecanismos de recarga (figura 4) de las aguas subterráneas, a partir de diferentes fuentes han sido definidas conceptualmente por Lerner et al. (1990):

- recarga directa*, agua que se incorpora a un sistema de aguas subterráneas como excedente de la humedad del suelo y evapotranspiración, mediante percolación directa vertical a través de la zona vadosa.
- recarga indirecta*, percolación hacia la capa freática a través de las capas superficiales de los cursos de los ríos.
- recarga localizada*, que es un caso intermedio de recarga de aguas subterráneas como consecuencia de la concentración de agua en superficie en ausencia de canales.

En muchos lugares suelen darse combinaciones de diferentes mecanismos de recarga, de tal manera que la percolación se puede producir por uno o varios de los siguientes procesos (Lerner, 1997):

- percolación difusa*, ya sea como un flujo no saturado o flujo saturado frontal (flujo tipo pistón).
- flujo en macroporos*, a través de canales radiculares, grietas de desecación y fisuras.
- flujo preferencial*, causado por un frente húmedo inestable y características físicas diferenciales del suelo, sobre todo entre arenas y sedimentos arcillosos.

Una revisión de la literatura indica que la recarga se produce incluso en la mayoría de las regiones áridas y, a medida que aumenta la aridez, la recarga directa resulta menos probable y suele producirse con mayor importancia la recarga indirecta y localizada, en términos de reposición total del acuífero (De Vries y Simmers, 2002). En ambientes más áridos sólo la concentración localizada de la escorrentía y la posterior infiltración puede superar los altos umbrales para la percolación profunda. Por tanto, la comprensión de los procesos de superficie y la respuesta no-lineal de la zona no saturada a los eventos de precipitación son elementos clave en los procesos orientados a los estudios de recarga de aguas subterráneas en zonas áridas y semiáridas (Külls, 2000).



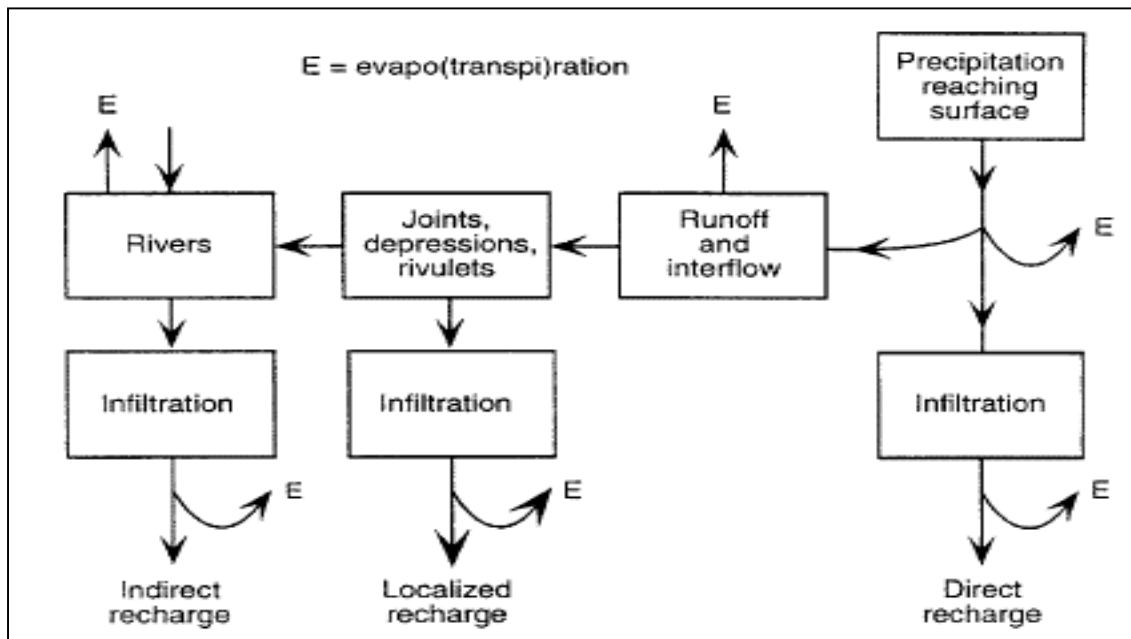


Figura 4. Expresión simplificada de los mecanismos de recarga en un área árida y semiárida (Lerner, 1997; De Vries y Simmers, 2001)

Hay diversas metodologías que se utilizan para estimar la recarga y que han sido clasificadas por Sophocleous (2004 y 2005) de la forma siguiente:

- a) métodos de estimación de la recarga directa o indirecta.
- b) métodos físicos, químicos o isotópicos.
- c) métodos basados en el análisis de los flujos de entrada, salida o en la respuesta del acuífero.
- d) métodos basados en las zonas no saturada o saturada.
- e) métodos basados en modelización numérica del flujo subterráneo, flujo del agua en el suelo, flujo en el suelo y acuífero, modelización del balance hidrológico en parcelas piloto, sobre el terreno o a escala de cuenca hidrográfica.

En términos generales, los acuíferos que pertenecen a regiones áridas o semiáridas presentan sus niveles piezométricos a mayor profundidad que los existentes en regiones húmedas, de tal forma que la zona no saturada suele tener mayor espesor y los ríos suelen convertirse en cauces perdedores, por infiltración hacia los acuíferos, o bien, por un mayor grado de evaporación.

En estas regiones la recarga viene limitada sobre todo por factores climáticos, tales como la precipitación y la evapotranspiración, y por las características geomorfológicas inherentes al medio hídrico. La dinámica de las precipitaciones, las condiciones de humedad y de la superficie, las propiedades del suelo y el tipo de vegetación determinan la presencia y extensión del flujo. Si el flujo se ha desarrollado, el tiempo de concentración y la manera en que éste se produce, se convierte en el factor conductor esencial para la distribución espacial dentro de la cuenca de la recarga. En este sentido es preciso reconocer y discriminar si los mecanismos de recarga preferenciales son directos y/o indirectos.

### 3.2 Técnicas de estimación de la recarga

Existen diversas técnicas para cuantificar la recarga, entre los factores que más influyen en su elección están el tipo de escala (espacial y temporal), el rango y la fiabilidad de la

estimación. Parece apropiado que para constatar el rango de valores se utilicen varias técnicas, ya que la fiabilidad de cada una de estas técnicas es variable. Las técnicas basadas en datos procedentes del estudio de las aguas superficiales y de la zona no saturada proporcionan estimaciones del potencial de recarga, mientras que las que se fundamentan en datos obtenidos de las aguas subterráneas aportan estimaciones de recarga real (Scanlon et al., 2002).

Diferentes autores han clasificado las técnicas de recarga (Lerner et al., 1990; Sophocleous, 2004 y 2005), si bien, de entre éstas se podría destacar la clasificación realizada por Scanlon et al., 2002 en la que se organizan las técnicas, según las distintas “zonas hidrológicas” sobre las que se diseña el procedimiento y cuantifica el valor de la recarga. Estas técnicas se corresponden concretamente con:

- Técnicas basadas en el estudio de los términos de la ecuación del balance hídrico
- Técnicas basadas en el estudio de las aguas superficiales
- Técnicas basadas en el estudio de la zona no-saturada
- Técnicas basadas en el estudio de la zona saturada

En este trabajo el autor aporta una tabla-resumen en la que se detallan cuales son las técnicas más apropiadas, de acuerdo a la fuente principal de recarga y al ámbito climático en el que se encuentran las áreas de estudio, discriminando si éste se desarrolla en zonas de clima árido y semiárido, o bien, clima húmedo (Tabla 1). Esta tabla muestra que, en climas húmedos son más útiles las técnicas basadas en el estudio de la relación agua superficial-masa de agua subterránea, junto con el estudio del balance en la zona saturada, mientras que en climas áridos y semiáridos deberían predominar por una mejor resolución y mayor influencia en el cálculo, las técnicas experimentadas en la zona no saturada, ya que los procesos que intervienen durante la percolación en la zona no saturada afectan al volumen de entrada de agua hasta la zona saturada. Destaca también el uso de la modelización numérica y trazadores isotópicos como técnicas más apropiada en climas húmedos, a diferencia del estudio de las oscilaciones piezométricas y aplicación de Darcy en climas áridos y semiáridos.

Tabla 1. Técnicas apropiadas para la estimación de la recarga en climas áridos, semi-áridos y húmedos, según Scanlon (2002).

Hydrologic zone	Technique	
	Arid and semiarid climates	Humid climate
Surface water	Channel water budget Seepage meters Heat tracers Isotopic tracers Watershed modeling	Channel water budget Seepage meters Baseflow discharge Isotopic tracers Watershed modeling
Unsaturated zone	Lysimeters Zero-flux plane Darcy's law Tracers [historical ( $^{36}\text{Cl}$ , $^3\text{H}$ ), environmental ( $\text{Cl}$ )] Numerical modeling	Lysimeters Zero-flux plane Darcy's law Tracers (applied)
Saturated zone	– – Tracers [historical (CFCs, $^3\text{H}/^3\text{He}$ ), environmental ( $\text{Cl}$ , $^{14}\text{C}$ )] Numerical modeling	Numerical modeling Water-table fluctuations Darcy's law Tracers [historical (CFCs, $^3\text{H}/^3\text{He}$ )]  Numerical modeling

### 3.2.1 Balance hídrico

La ecuación del balance en un sistema hídrico es  $P+Q_{on}=ET+Q_{off}+\Delta S$ , donde P es la precipitación;  $Q_{on}$  y  $Q_{off}$  son los flujos de entrada y salida; ET es la evapotranspiración; y  $\Delta S$  es la variación de almacenamiento. Esta ecuación puede reescribirse introduciendo determinadas subcomponentes correspondientes a términos relacionados con flujos superficiales, flujos en tránsito o flujos en el acuífero. La ET se puede distribuir según la fuente desde la que se produce evaporación (superficie, zona saturada o no saturada); el almacenamiento también puede distribuirse en los tramos susceptibles de modificar sus niveles de almacenamiento; a las que habría que añadir la escorrentía superficial que saldría del sistema y la descarga subterránea hacia cauces superficiales y manantiales. En definitiva esta ecuación quedaría expresada como un sumatorio de términos que, en muchos casos, se obtienen a partir de los resultados obtenidos por modelización. Es frecuente que el valor R de recarga se convierte en un término residual que depende de la estimación de las otras variables (método indirecto). Este método implica que la precisión del valor de la recarga está supeditado a la precisión en la estimación de los otros términos. Esta limitación es crítica cuando la magnitud de la recarga es relativamente pequeña frente a las demás variables, en particular respecto de la ET. La aplicabilidad de este método parece estar cuestionado en acuíferos distribuidos sobre zonas con clima áridos y semiáridos, más si cabe cuando los balances de agua no se hacen a nivel diario, dado que los eventos lluviosos extremos y de corta duración son los principales responsables de los procesos de recarga en este tipo de acuíferos.

### 3.2.2 Técnicas basadas en el estudio de las aguas superficiales

La recarga ligada a masas de agua superficial depende directamente del tipo de conexión entre la aguas superficiales y subterráneas. En general, en regiones húmedas las condiciones piezométricas hacen que los acuíferos descarguen sobre los cauces o masas de agua superficial. En contraste, las regiones áridas presentan básicamente condiciones de descarga, con una zona no saturada de considerable espesor que separa las aguas superficiales y subterráneas, por eso, en zona áridas en las que las masas de agua superficial no tienen carácter permanente, suelen convertirse en puntos de recarga localizada para los acuíferos. A continuación se hace un repaso de las técnicas más utilizadas, principalmente asociadas a la evaluación de determinadas variables físicas y el uso de trazadores ambientales.

#### 3.2.2.1 Evaluación de variables físicas

##### Balance hídrico en cauces

Los valores de pérdida y ganancia de agua en un río pueden estimarse mediante la ecuación del balance hídrico, basando los cálculos de los diferentes términos en el cálculo de los caudales de entrada y salida al tramo de estudio. Este método fue descrito en detalle por Lerner et al. (1990), Lerner (1997), y Rushton (1997). La ecuación del balance hídrico de un río viene dado por Lerner (1997):

$$R = Q_{up} - Q_{down} + \sum Q_{in} - \sum Q_{out} - E_a - \frac{\Delta S}{\Delta t}$$

dónde R es la tasa de recarga,  $Q_{up}$  el caudal aguas arriba y  $Q_{down}$  el caudal aguas abajo del tramo de estudio,  $Q_{in}$  y  $Q_{out}$  se refiere a las ganancias y pérdidas ligadas a flujos

tributarios a lo largo del tramo,  $E_a$  es la evaporación desde la lámina de agua, y  $\Delta S$  es la variación de almacenamiento en el cauce y en la zona no-saturada para un incremento de tiempo ( $\Delta t$ ).

Es importante indicar que las posibles pérdidas desde el río hacia el acuífero hay que considerarlas como potenciales, ya que pueden estar sobreestimadas debido a los procesos de almacenamiento de agua en los depósitos fluviales que luego pueden evaporarse, almacenamiento en acuíferos colgados (freáticos) o imposibilidad de recarga por baja transmisividad, cotas piezométricas similares, etc (Lerner et al., 1990).

Con este método la escala temporal de la recarga puede variar desde un evento súbito cuantificado en minutos u horas, hasta periodos mucho mayores obtenidos sumando sucesivos eventos individuales.

### Análisis de hidrogramas

En cuencas drenadas por cursos efluentes, la recarga del acuífero que los alimenta puede también realizarse, de una manera indirecta, mediante la descomposición del hidrograma de un río. Un hidrograma es el registro de las variaciones del caudal de agua en un río a lo largo del tiempo. Este se divide básicamente en dos componentes:

- *Flujo rápido*: respuesta directa a un evento lluvioso, compuesta por la escorrentía superficial, la subsuperficial y la precipitación directa sobre el cauce.
- *Flujo base*: descarga a largo plazo derivada del almacenamiento natural, mayoritariamente compuesto por el acuífero en condición de descarga al río.

Con este método no se estudia directamente la recarga desde el río hasta el acuífero, sino que basa su cálculo en que la componente subterránea del flujo de agua del río refleja la recarga producida sobre la superficie aflorante del acuífero. La incertidumbre de este valor está relacionada con la posibilidad de bombeos, transferencias subterráneas a otros acuíferos, procesos de evapotranspiración y existencia de tramos en los cuales el río sea perdedor.

Carrica y Lexow (2006) indican en un caso de estudio (arroyo Napostá Grande, Argentina) los siguientes aspectos relacionados con este análisis: estos métodos expresan el volumen de la descarga subterránea a un curso como una función compleja del tiempo después del evento de recarga. Analizando la evolución  $Q-t$  después de un tiempo crítico ( $T_c$ ) tras el pico de crecida, la curva de recesión puede asumirse como una función lineal entre el logaritmo de la descarga subterránea y el tiempo. El  $T_c$  es una función lineal del índice de recesión ( $K_r$ ) que indica el tiempo (en días) requerido para que la recta que representa  $Q_b$  disminuya un ciclo logarítmico, estos parámetros se relacionan según (Rorabough, 1964):

$$T_c = 0,2144 K_r$$

El volumen potencial total de descarga subterránea ( $V$ ) es una función lineal del caudal inicial ( $Q_0$ ), al comienzo de la curva de recesión, y de  $K_r$ , que según Meyboom (1961) es:

$$V = Q_0 \times K_r / 2,3026$$

Los resultados de estos métodos son aceptables en cuencas con superficies menores de 1.300 km<sup>2</sup> que generan hidrogramas simples con Kr < 300 días (Rutledge y Daniel, 1994; Mau y Winter, 1997; Arnold et al., 2000; Scanlon et al., 2002), debido a la dificultad de separar los flujos de agua superficial y subterránea. Además, el análisis debe realizarse a escala diaria por varios años y en cuencas hidrogeológicamente bien conocidas (Halford y Mayer, 2000). Sin embargo, el caso de un curso alimentado por dos acuíferos de características distintas, genera hidrogramas fluviales compuestos, situación que limita el uso de métodos tradicionales, desarrollados para hidrogramas simples, en el que el cálculo del caudal básico requiere de complejas técnicas de separación gráfica de la curva de recesión para cada acuífero (Linsley et al., 1982).

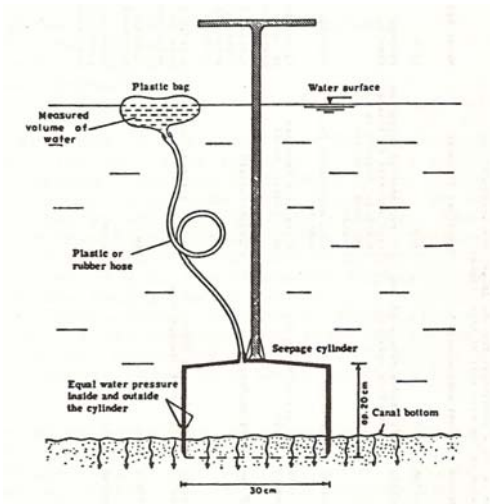
Hay que tener en cuenta que la recarga procedente de un área de afloramiento no es siempre la única fuente generadora de caudal base, influyen también posibles deshielos que alimentan al río de manera difusa (Arnold et al., 2000), almacenamiento de agua en los márgenes fluviales que pueden también liberar agua, aunque a escala temporal más corta (Griffiths y Clausen, 1997). Además también se pueden superponer eventuales afecciones antrópicas sobre el flujo natural (p.e. presas, bombeos, canales de riego, vertidos).

#### Seepage meter

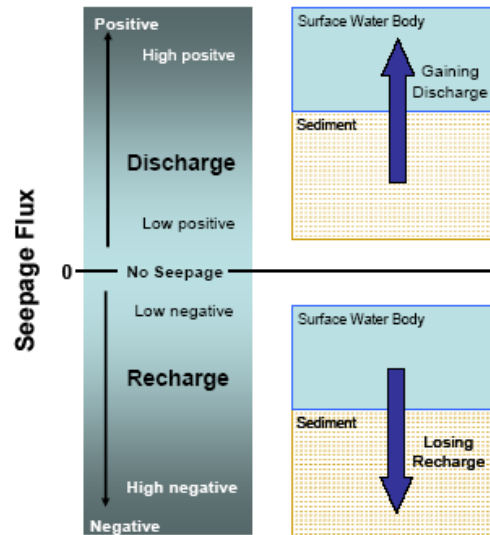
La percolación desde ó hasta masas de agua superficial se puede medir mediante “seepage meters” (Lee, 1977; Kraatz, 1977). Este método consiste en colocar sobre el fondo de un río o cauce, una cámara cilíndrica abierta cubriendo y aislando parte de la interfase sedimento-agua mediante una cámara cilíndrica abierta en su base, con el objeto de medir el cambio en el volumen de agua de un pequeño depósito superficial durante un periodo de tiempo. El caudal de agua infiltrada o perdida (Q) se calcula según la siguiente ecuación:

$$Q = (V_f - V_0) / tA$$

V<sub>0</sub> es el volumen inicial de agua en el depósito, V<sub>f</sub> es el volumen final de agua en el depósito, t es el tiempo de duración del experimento y A es la superficie de contacto de la cámara con el sedimento. Una disminución del volumen total de agua corresponde a la recarga producida desde el cuerpo de agua superficial (condición de descarga), mientras un aumento representaría una alimentación de aguas subterráneas (condición de carga).



Esquema de funcionamiento de un “seepage-meter” (Kraatz, 1977 en Lerner et al., 1990)



Magnitud y dirección del flujo “seepage” entre una masa de agua superficial y el acuífero subyacente (Sebestyen y Schneider, 2004)

La aplicación de este método es económica y sencilla, por lo que repetir el ensayo permite disminuir las incertidumbres en cada punto y mejorar la resolución espacial. Esas incertidumbres pueden ser debidas, por ejemplo, a la presencia de una capa localizada de baja permeabilidad en la superficie del cauce, como un relleno local de arcillas, que daría un valor de infiltración inferior al valor real. La escala temporal de la recarga medida por este método varía desde eventos puntuales hasta días. Estimaciones para periodos más largos se suelen obtener sumando eventos individuales.

### Calor

La temperatura del agua en los ríos y lagos presenta variaciones a escala diaria y anual (Sinokrat y Stefan, 1993), influenciadas por la radiación solar, por la temperatura del aire y del suelo, por la lluvia y por una eventual entrada de agua. En cambio, la temperatura del agua subterránea es mucho más estable. Considerando despreciable el efecto de posibles fuentes de energía termal, el calor puede utilizarse como un buen trazador para localizar, caracterizar y cuantificar los flujos hacia el cauce y/o desde el cauce, tanto en zonas húmedas (Lapham, 1989; Silliman y Booth, 1993) como áridas (Stonestrom y Constanz, 2003).

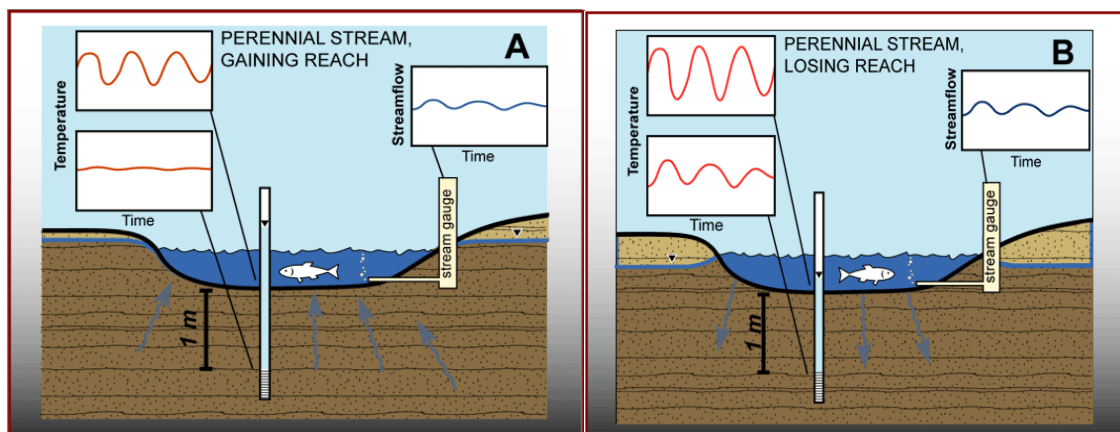


Figura 5. Variación de la temperatura de las aguas subterráneas y del cauce en condiciones de carga (A) y de descarga (B) (Stonestrom y Constanz, 2003)

En condiciones de carga, el flujo ascendente (figura 5.A) impide la transferencia de calor y la variación de temperatura en el cauce y los sedimentos es limitada. En condiciones de descarga (figura 5.B), el potencial hidráulico y el flujo descendente produce que haya transferencia de calor entre el cauce y los sedimentos por advección.

La temperatura del agua se mide utilizando determinados sensores, sumergidos en el agua e insertados a diferentes profundidades en los sedimentos. Las profundidades para el registro de datos varían según el tipo de sedimentos, la escala temporal y la presumible dirección de flujo. Si lo que se pretende es obtener variaciones de temperatura diarias, se suelen instalar a una profundidad entre 0.05 m y 1 m si los sedimentos son de fracción fina, y entre 0,3 m y 3 m en sedimentos más gruesos. Para variaciones a escala anual, estos valores son de un orden de magnitud algo mayores (Scanlon, 2002).

Para estimar el intercambio de agua entre el cauce y el acuífero superficial, se necesita conocer la permeabilidad y la conductividad térmica del material, así como el gradiente hidráulico. Hay modelos matemáticos como VS2DH (Healy y Ronan, 1996) y SUTRA (Voss, 1984) que ayudan a cuantificar los flujos.

La tasa de infiltración mínima que se puede obtener dependerá de la amplitud de las variaciones de temperatura en el agua de superficie y de la escala temporal considerada. Stallman (1964) sugiere una tasa de recarga mínima de unos 20 mm/día a escala diaria y 1 mm/día para variaciones estacionales.

### 3.2.3 Técnicas basadas en el estudio de la zona no-saturada

Las técnicas de estimación de la recarga a partir del estudio de la zona no saturada se aplican sobre todo en zonas áridas y semiáridas, en las que la zona no saturada suele tener un considerable espesor. Estas técnicas vienen descritas en detalle por Hendrickx y Walter (1997), Scanlon et al. (1997), Gee y Hillel (1988) y Zhang (1998). Las estimaciones así obtenidas se aplican generalmente a escala más pequeña que las calculadas para la zona saturada y las obtenidas desde aguas superficiales. Estas estimaciones reflejan la recarga potencial a partir del drenaje que se produce por debajo de la zona radicular, aunque en algunos casos, el drenaje puede ser desviado lateralmente y no alcanzar el nivel saturado.

#### 3.2.3.1 Aplicación de métodos físicos

##### Uso del lisímetro

Los diferentes componentes del balance de agua del suelo pueden estimarse de forma precisa mediante lisímetros (Brutsaert, 1982; Allen et al., 1991; Young et al., 1996) que reproducen el suelo en condiciones similares a las naturales, aunque presenten incertidumbres relacionadas con los límites de caudal nulo. Sus dimensiones son muy variables, entre 100 cm<sup>2</sup> (Evelt et al., 1995) y 300 m<sup>2</sup> (Ward and Gee, 1997) para profundidades que alcanzan desde la decena de centímetros hasta 10-20 m (Gee et al., 1994). Es importante que la base del lisímetro se sitúe por debajo de la zona de raíces, para no sobreestimar la recarga. En áreas amplias con lisímetros (+/- 100 m<sup>2</sup>) se pueden estimar tasas de recarga desde 1 mm/año. Debido a cuestiones constructivas o de

mantenimiento estas instalaciones no se suelen dedicar a la estimación la recarga, sino más bien al estudio de la evapotranspiración.

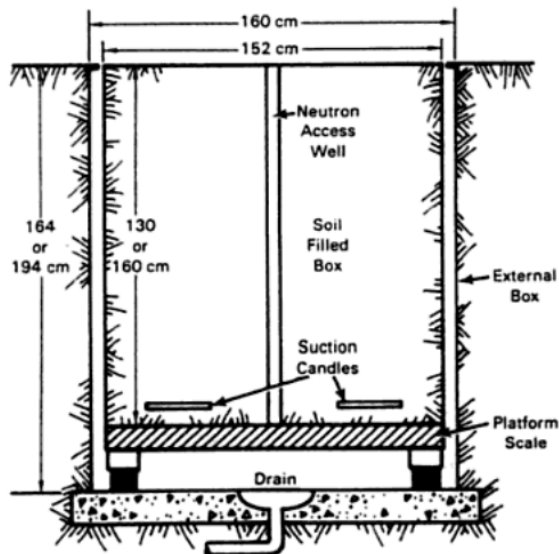


Figura 6. Sección de un lisímetro (Kirkham et al. 1984)

Análisis de la zona de flujo nulo

El balance de agua del suelo puede simplificarse considerando que para un determinado tiempo la recarga es igual a la variación de almacenamiento por debajo del plano de flujo-cero (figura 7). En este plano el gradiente hidráulico vertical es nulo y separa el movimiento de agua hacia arriba (evapotranspiración) o hacia abajo (drenaje).

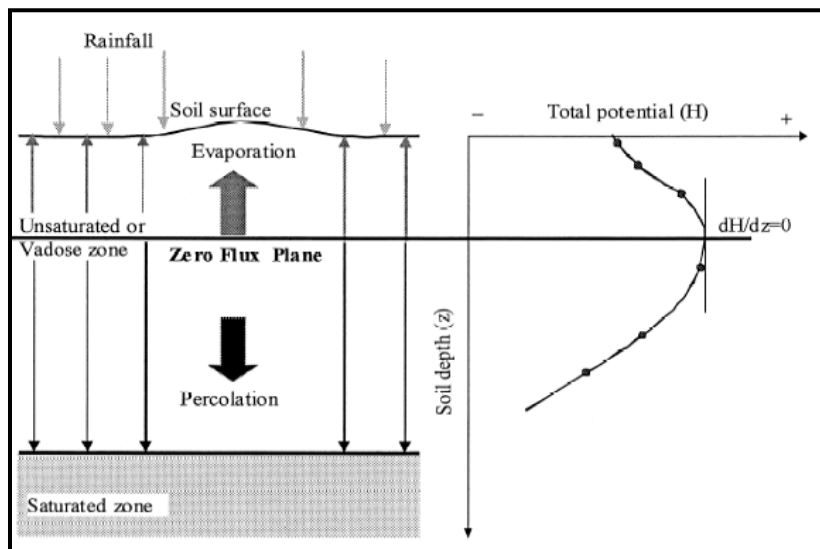


Figura 7. Esquema conceptual del plano de flujo cero (Khalil et al., 2003)



Este método fue descrito por primera vez por Richards et al. (1956). Es necesario medir el potencial matricial del suelo para localizar el plano de flujo-cero y el contenido de agua que permite estimar cambios en el agua almacenada. Su aplicación no es fácil si existen periodos con alta infiltración, en los que el gradiente hidráulico se hace positivo en todo el perfil y los flujos de recarga son probablemente los más altos. Sus mejores resultados se obtienen en regiones con fluctuaciones importantes en el contenido de agua del suelo, y donde el plano de flujo-cero está siempre situado por encima del nivel freático.

### Ley de Darcy

La ley de Darcy se puede utilizar para calcular la recarga de acuerdo a la siguiente expresión:

$$R = -K(\theta) dH/dz = -K(\theta) \frac{d}{dz} (h+z) \\ = -K(\theta) \left( \frac{dh}{dz} + 1 \right)$$

donde R es la tasa de recarga; K(θ) es la conductividad hidráulica en condiciones de humedad θ; H es el potencial hidráulico total; h es el potencial matricial del tramo considerado; y z es la cota.

En determinadas condiciones en las que el flujo es permanente y básicamente vertical, y el gradiente matricial está cercano a cero, la tasa de recarga será aproximadamente igual al valor de la permeabilidad vertical para el contenido de agua considerado (Gardner, 1964; Chong et al., 1981). Este método implica determinar la evolución de la permeabilidad según el contenido de agua, lo que se suele hacer en laboratorio. Estas pruebas conllevan una incertidumbre importante, más cuanto menor sea la humedad en la muestra, hasta el punto de que diferencias ligeras en la determinación del contenido de agua in-situ, se va traduciendo en variaciones importantes de la permeabilidad. Además, la recarga determinada por este método no tiene en cuenta la recarga ligada a flujos preferenciales.

## 3.2.4 Técnicas basadas en el estudio de la zona saturada

La mayoría de los métodos de estudio de recarga para la zona no saturada ó la procedente de masas de agua superficial aportan estimaciones puntuales y, a veces, potenciales del valor de recarga, en cambio, las técnicas aplicadas en la zona saturada realizan sus cálculos para grandes áreas y además los valores obtenidos tienen mayor precisión, ya que se corresponden con el volumen de agua que alcanzó realmente el acuífero.

### 3.2.4.1 Análisis de variables físicas

#### Fluctuaciones del nivel piezométrico

En régimen natural, los niveles del agua en los acuíferos libres suelen ser estables a escala pluri-anual, pero presentan variaciones de carácter estacional. En acuíferos aislados en la que la única fuente de recarga es la precipitación, se puede hacer una estimación bastante precisa sobre la recarga observando su evolución piezométrica. La

variación de nivel multiplicada por la porosidad efectiva del acuífero será la recarga recibida por el acuífero durante un periodo de tiempo. Las fluctuaciones del nivel piezométrico permiten también, por un lado, estudiar la magnitud y evolución de los cambios en la recarga, y por otro lado, precisar cuales han podido ser las causas, por ejemplo, cambios en la evolución climática ó cambios en el uso del suelo.

La principal dificultad ligada a este método se sitúa en la determinación de un valor fiable de la porosidad efectiva. Además, varios factores pueden también influir sobre la oscilación del nivel piezométrico, tales como aportes subterráneos desde otros acuíferos, cambios en la presión atmosférica, presencia de bolsas de aire que presionan sobre la columna de agua o inclusive bombes no controlados en el acuífero.

### Ley de Darcy

La ley de Darcy puede aplicarse para estimar la recarga en la zona saturada de un acuífero libre o confinado bajo ciertas condiciones. El método asume que la entrada de agua por percolación procede de los niveles más superficiales (suelo, zona no saturada) y que es la única fuente de recarga. Esta recarga está uniformemente distribuida por el acuífero y éste tiene sus límites impermeables bien definidos. Además, se considera el flujo subterráneo como única salida del sistema, es decir, no hay bombes de agua subterránea. En el acuífero o cuenca de drenaje, el flujo subterráneo  $Q$  se puede obtener a partir de la ecuación de Darcy:

$$Q = -T \frac{\Delta h}{\Delta l} w$$

en el que  $T$  es la transmisividad del acuífero;  $\Delta h/\Delta l$  es el gradiente hidráulico  $i$  del acuífero (negativo cuando  $\Delta h$  se calcula en la dirección del flujo); y  $w$  es el ancho de acuífero, según la dirección perpendicular del flujo. De otra forma la tasa de recarga media para la cuenca puede ser expresada por:

$$R = \frac{Q}{A} + n_e \frac{\Delta h}{\Delta t}$$

en la que  $Q$  se obtiene de la expresión anterior, tal que:  $A$  es el área permeable;  $n_e$  es la porosidad eficaz; y  $\Delta h/\Delta t$  es la variación del potencial hidráulico durante un tiempo  $t$ . En régimen permanente, el potencial hidráulico es estable y la recarga será igual al flujo subterráneo dividido por la área de recarga considerada (área permeable).

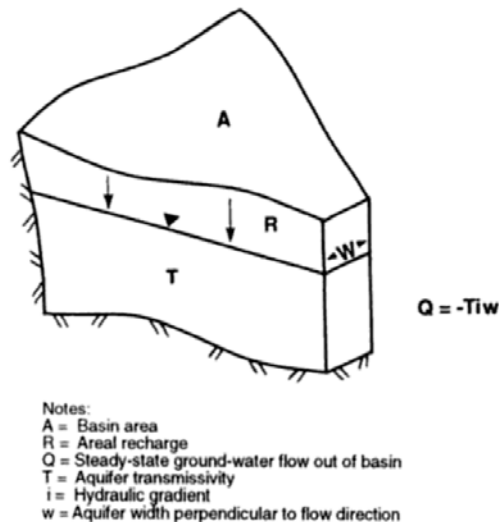


Figura 8. Diagrama de las relaciones entre la recarga y el flujo de agua subterránea (Stephens, 1995)

Este método conlleva una fuerte incertidumbre unida a la variabilidad espacial de la permeabilidad y al hecho de que si se trabaja en regiones áridas a semiáridas, la recarga suele ser localizada (Scanlon, 2002) y por tanto la extensión sobre la que se produce es difícil precisarla.

### 3.2.5 Aplicación de la modelación numérica

En el estudio de las aguas superficiales la modelación numérica es muy utilizada a nivel de cuenca hidrográfica. Singh (1995) revisó diferentes modelos aplicados al balance de agua en varias cuencas, los cuales estimaban la recarga como un término residual del balance, y su precisión, por tanto, dependía asimismo de la precisión de los otros términos ( $\pm 10\%$ ) y de la escala temporal considerada. Algunos modelos desagregaban el valor de la recarga espacialmente a partir de la respuesta hidrológica, mientras que otros la evaluaban sin considerar la variabilidad espacial.

En la zona no saturada, la modelación numérica es utilizada para estimar el drenaje que se produce por debajo de la zona radicular o la recarga forzada desde eventos lluviosos. Hay una gran variedad de aplicaciones orientadas a la simulación del flujo, almacenamiento de agua en el suelo y rutas de entrada preferentes; aproximaciones cuasi-analíticas y soluciones numéricas a la ecuación de Richards. Las soluciones que aportan estos modelos matemáticos son infinitas y muchos de ellos deben ser comprobados con información de campo y ensayos (Scanlon y Milly, 1994). Estos modelos tienen sus limitaciones, como es el caso de los que se basan en la ecuación de Richards, ya que están restringidos para áreas  $\leq 100 \text{ m}^2$  o en acuíferos superficiales (1D) para  $\leq 15 \text{ m}$  de profundidad. Así mismo la no linealidad entre conductividad hidráulica y contenido de agua produce bastante imprecisión en el valor de la recarga. La modelación numérica es muy utilizada, por ejemplo, para ajustar el valor de algunos parámetros, estimar la tasa de recarga desde aluviales de diferente espesor situados sobre acuíferos carbonatados y cuantificar el efecto que produce en su valor el tipo de suelo o la vegetación existente en el acuífero (Rockhold et al., 1995).

Por otro lado, hay trabajos muy completos sobre la aplicación de la modelación al cálculo de la recarga en acuíferos libres o confinados (Sanford, 2002). Se ha observado

que hay una buena correlación entre conductividad hidráulica y recarga (figura 9), de tal forma que los valores de recarga dependerán en gran medida de la precisión de los datos de conductividad hidráulica.

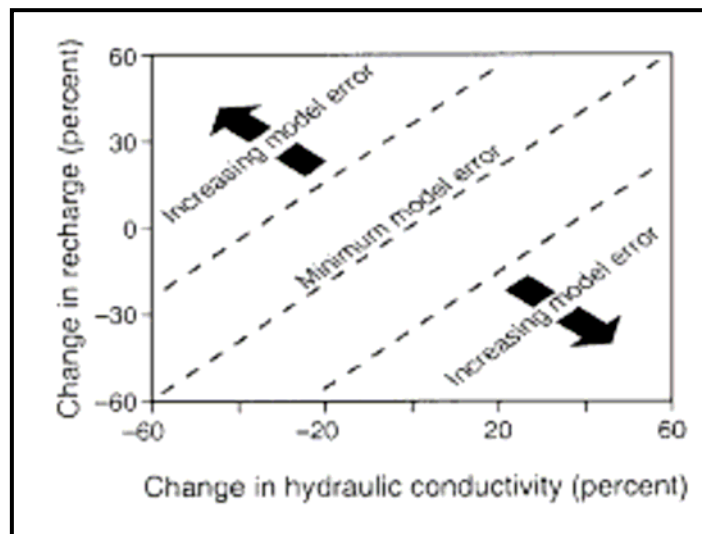


Figura 9. Relación entre cambios en la recarga y cambios en la conductividad hidráulica. La calibración de los modelos matemáticos utilizan la piezometría para estimar el ratio recarga/conductividad hidráulica. Los errores del modelo pueden ser minimizados usando un amplio abanico de valores y si el ratio es constante (modificado por Scanlon et al., 2002)

Estudios recientes han combinado en la modelación inversa la piezometría y las edades del agua; las tasas de recarga se basan en la piezometría, parámetro sensible a los cambios en la conductividad hidráulica, y en la edad del agua, que a su vez es sensible a la porosidad del acuífero. Esta metodología por tanto aporta no solo el valor de la recarga, sino que además precisa el rango de valores para la porosidad y la permeabilidad. Como estos tres parámetros están correlacionados, la solución se puede obtener a partir del valor de uno de ellos. La modelación inversa se ha utilizado para estimar recargas que oscilan entre 10 y 2000 mm/año, superficies de cálculo desde pocos m<sup>2</sup> hasta casi el millón de km<sup>2</sup> y escalas temporales desde días hasta decenas de años.

A continuación con mayor detalle se va a describir una de las técnicas que está aportando resultados más interesantes en la estimación de la recarga, concretamente “el modelo de mezcla de agua en celdas” (MCM). Este método se aplica en hidrología para el cálculo inverso de los flujos de agua subterránea y/o de varias fuentes de entrada a partir de datos hidroquímicos e isotópicos (Adar et al., 1992; Dahan et al., 2008). Puede ser utilizado para el cálculo del caudal proporcionado por cada afluente a lo largo de arroyos y ríos, y para evaluar la magnitud de las fuentes de recarga de aguas subterráneas y los flujos dentro de sistemas acuíferos complejos. Se basa en la distribución espacial de los minerales disueltos, componentes químicos y posibles isótopos ambientales para todo el sistema de flujo, que sirven como restricciones lineales de agua y balance de masas en un esquema de optimización cuadrática. El dominio de flujo se divide en compartimentos homogéneos donde se asumen constantes las concentraciones hidroquímicas e isotópicas, resultado de la mezcla de todas las fuentes activas. Se asume que cada fuente aporta un único tipo de agua, significativamente diferente de otras fuentes y que la mayoría de los constituyentes disueltos son prácticamente conservativos dentro del sistema acuático.

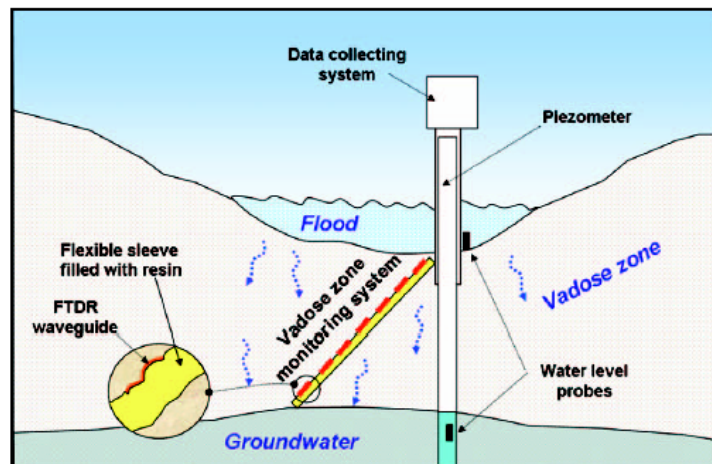


Figura 10. Ilustración esquemática del sistema metodológico y de control (Dahan et al., 2008)

El primer paso es conceptualizar el sistema de flujo para luego traducirlo en un conjunto de expresiones lineales de balance de agua, a lo largo de las trayectorias del flujo entre los compartimentos (celdas). Posteriormente se imponen para cada componente de flujo, las expresiones del balance de masas asociadas a cada uno de los componentes químicos e isotópicos.

En general, los sistemas hidrológicos reales son complejos, el esquema de flujo es difícil de definir y los datos hidroquímicos e isotópicos suelen ser imprecisos o erróneos. Para tener en cuenta esto, se aplica un método de optimización cuadrática con objeto de evaluar los flujos desconocidos en cada compartimento a lo largo del sistema de flujo, basado en la medición de los isótopos y la hidroquímica (opcional) en cada posible fuente y en cada compartimento para el sistema de flujo modelizado.

El término fuente (source) se refiere a cualquier componente de flujo que aportan constituyentes disueltos en el agua para cualquier celda del acuífero modelado. El acuífero se discretiza en compartimentos homogéneos (celdas) en el que todos los parámetros considerados se asumen constantes para un determinado período de tiempo: niveles piezométricos, composición isotópica y concentración iónica. La mezcla de diversas fuentes como los compartimentos de aguas arriba y las fuentes externas, y la dilución con agua ya existentes en la celda, controlan la concentración de las características químicas y las composiciones isotópicas de cada compartimento. Por tanto, cada sección homogénea de acuífero (celda o compartimento) se caracteriza por un único representante de concentración química y/o composición isotópica.

Una celda puede tener flujos de entrada, ya sea de flujos de salida de celdas aguas arriba de una fuente o de varias fuentes. Cada celda debe tener un flujo de salida, ya sea hacia celda/s aguas abajo, a través de la extracción de agua (bombeos) o evapotranspiración, o bien, por vía natural a través de flujo de agua subterránea al abandonar el sistema, por lo que, en general, el balance hídrico se mantiene.

Cada celda puede recibir agua desde un determinado número de fuentes y puede aportar agua a varias celdas aguas abajo. Cualquier conexión hidrológica entre dos celdas tiene que tener una única dirección de flujo. Los flujos de entrada y salida de las celdas se proponen aguas abajo siguiendo los gradientes hidráulicos. Las posibles conexiones

hidráulicas entre las celdas basadas en los niveles piezométricos se identifican antes del proceso de optimización, es decir, el vector de flujo asignado no puede cambiar su dirección durante el período para el que se realiza la optimización. Como resultado del proceso de optimización se atribuye un caudal ( $\geq 0$ ) a cada componente de flujo potencial. Algunos flujos podrían terminar con una tasa efectiva de 0, lo cual significa que este componente específico ha sido considerado como un potencial contribuyente, pero en realidad no está activo y no aporta flujo a las celdas. Además, en los casos en que a una celda se le asigna una fuente potencial que tiene una concentración química muy similar a la de otra fuente a la que también le fue asignada, tiene una composición química específica, o bien, puede ser el resultado de una combinación lineal de otras fuentes, en este caso, el solucionador (solver) combinará la contribución de estas dos fuentes en una sola, en definitiva, a una de estas fuentes le será asignada el flujo de los dos y a la otra se le asignará flujo nulo. El solucionador de este modelo no puede asignar valores de flujo a componentes que faltan, que no fueron identificadas o que no habían sido introducidas en el modelo.

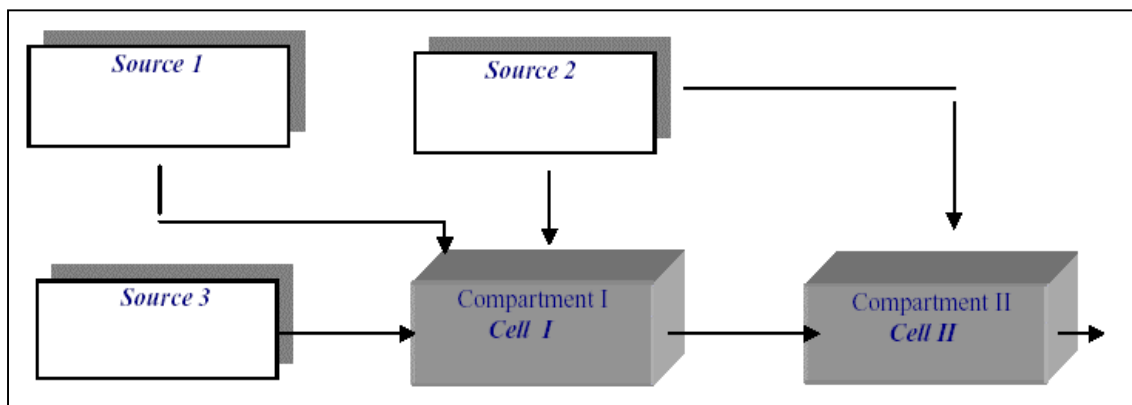


Figura 11. Configuración esquemática de las celdas.

### 3.2.6 Cuantificación de la recarga mediante trazadores ambientales

La evaluación de los sistemas de flujo de agua subterránea requiere información sobre la estructura del acuífero, procesos de recarga y flujos de agua subterránea. La validez de las estimaciones se verá muy reducida si no tienen en cuenta adecuadamente los procesos de recarga (como la recarga indirecta a lo largo de ríos efímeros), o si se dispone de concepciones incompletas sobre las posibles conexiones hidráulicas subterráneas. En zonas áridas y semiáridas, donde a menudo los datos hidrológicos e hidrogeológicos son escasos, la información hidroquímica ofrece la posibilidad de desarrollar modelos conceptuales y estimaciones cualitativas y cuantitativas de los flujos de agua subterránea.

La aplicación de isótopos ambientales es particularmente útil para la interpretación de la génesis del agua dulce o salada en un acuífero y la cuantificación de la recarga reciente (tabla 2). Mediante el uso de múltiples isótopos ( $^2\text{H}$ ,  $^{18}\text{O}$ ,  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ), junto con la hidroquímica convencional y completado, si fuese necesario, con técnicas de reciente desarrollo (CFC,  $^{36}\text{Cl}$ , gases nobles), los sistemas de agua subterránea pueden ser caracterizados con mayor precisión. Las técnicas isotópicas y químicas deben combinarse además con métodos hidrológicos. Los isótopos ambientales se han incorporado ampliamente a numerosos casos de estudio multi-disciplinares y

proporcionan información única sobre el origen y la edad de las aguas subterráneas en los sistemas acuíferos (Edmunds, 1999). Por otra parte, los datos isotópicos pueden servir como indicadores de los cambios en el acuífero, como consecuencia de la extracción de agua subterránea o entrada de agua por infiltración, por tanto, se convierten en una importante herramienta a la hora de ayudar en la gestión y protección de los recursos de agua subterránea.

Una característica singular de los isótopos ambientales es que proporcionan información integrada en el tiempo y el espacio, y pueden utilizarse como indicadores para la caracterización de la dinámica del sistema acuífero y el origen de la recarga. Inicialmente es aconsejable el uso de un conjunto de isótopos, pero el uso de una técnica específica de isótopos proporciona, a menudo, resultados más sólidos sobre un determinado sistema acuífero. Los isótopos ambientales son un instrumento esencial para la elaboración y/o validación de los modelos conceptuales y numéricos de un acuífero. Otra función de los isótopos es la de actuar como una especie de "indicador de alerta temprana", es decir, advierten de un posible daño irreversible en el estado cuantitativo o cualitativo de un sistema acuífero. Algunas tareas específicamente dirigidas pueden ser evaluadas con técnicas isotópicas, tales como la evaluación de la respuesta del acuífero frente al aumento de la extracción de agua subterránea y el descenso del nivel, y el posible deterioro asociado en la calidad de las aguas subterráneas.

Entre las diferentes metodologías disponibles para la evaluación cuantitativa de recarga, el uso de isótopos asociado al conocimiento de las propiedades químicas en perfiles verticales del suelo en la zona vadosa (no saturada) son probablemente la más eficaces a escala local. En este caso, el tritio ( $^3\text{H}$ ), por lo general, implica conocer la profundidad del pico de lluvia termonuclear de 1963 (en el hemisferio norte), valor que comparado con el volumen de agua registrado por encima de éste pico representa el total de recarga desde 1963. Los isótopos estables ( $^2\text{H}$  y  $^{18}\text{O}$ ) aportan pruebas sobre el grado de evaporación y caracterizan el patrón de episodios de recarga recientes; el cloruro (Cl) depende de los conocimientos o las hipótesis sobre las deposiciones atmosféricas locales (húmedas y secas) que son conservadas en el suelo y concentradas a través de la pérdida de humedad por evapotranspiración; su aplicación puede ser complicada en áreas costeras, por la deposición de aerosoles, y en zonas cultivadas en las que los abonos agrícolas pueden aportar cloruros.

Las técnicas geoquímicas e isotópicas también pueden aplicarse al estudio de las aguas subterráneas en la zona saturada para identificar el origen y procesos de recarga. La datación de la edad por métodos radiométricos puede proporcionar el gradiente de edad en un perfil vertical y utilizarse para estimar las tasas de recarga reciente.

Tabla 2. Principales técnicas isotópicas, uso en investigación de aguas subterráneas y estado de desarrollo de la técnica.

ENVIRONMENTAL ISOTOPE	MAIN APPLICATIONS	STATE OF DEVELOPMENT
Oxygen-18 ( <sup>18</sup> O) and Deuterium ( <sup>2</sup> H) (in H <sub>2</sub> O)	Origin of groundwater (identification of recharge areas and palaeowaters); interconnection with surface water; salinisation mechanisms	Routine application
Carbon-13 ( <sup>13</sup> C in HCO <sub>3</sub> )	Correction for C-14 dating and identification of paleowaters	
Sulphur-34 ( <sup>34</sup> S) and Oxygen-18 ( <sup>18</sup> O) (in SO <sub>4</sub> )	Identification of pollution sources	Research deployment
Nitrogen-15 ( <sup>15</sup> N) and Oxygen-18 ( <sup>18</sup> O) (in NO <sub>3</sub> and N species)	Identification of pollution sources and microbial denitrification processes	
Boron-11 ( <sup>11</sup> B) (in B(OH) <sub>4</sub> and B(OH) <sub>3</sub> )	Identification of pollution sources and origin of salinity	
Krypton-85 ( <sup>85</sup> Kr)	Groundwater transport mechanisms and delineation of protection zones	Development stage
Tritium ( <sup>3</sup> H)	Identification of recent aquifer recharge and vadose zone tracer	Routine application
Helium-3 ( <sup>3</sup> He)	Dating of young groundwater	Research deployment
Carbon-14 ( <sup>14</sup> C)	Dating of old groundwater	
Argon-39 ( <sup>39</sup> Ar)	Dating of very old groundwater	Development stage
Krypton-81 ( <sup>81</sup> Kr)		
Uranium-234 ( <sup>234</sup> U)		
Chlorine-36 ( <sup>36</sup> Cl)		

### 3.2.7 Método de balance de cloruros

Los trazadores ambientales como cloruro (Cl<sup>-</sup>) se producen naturalmente en la atmósfera terrestre y se emplean para estimar las tasas de recarga. Existe deposición seca de cloruro y húmeda, como componente disuelto en el agua de lluvia y ambos componentes constituyen la deposición total, que se expresa como masa/m<sup>2</sup>/año. La mayoría del cloruro depositado es de origen oceánico, y procede del spray del mar y del transporte adventivo de aerosol marino. El cloruro oceánico es dominante hasta 300 a 700 km de la costa. La mayoría de las plantas no captan cloruro, por lo que se concentra en el suelo en proporción a la evapotranspiración actual y por tanto el cloruro en el suelo puede ser utilizado como un indicador de enriquecimiento por evaporación y recarga de aguas subterráneas. Si se cumplen los criterios siguientes, se puede afirmar que cuanto menor sea el enriquecimiento de cloruros, mayor será la tasa de recarga de aguas subterráneas: 1) El análisis debe hacerse cerca de los límites de la cuenca hidrográfica para evitar el efecto de escorrentía; 2) No debe existir aporte externo del cloruro procedente del suelo o del acuífero.

Para largos períodos y condiciones estáticas, el flujo de cloruro debe ser igual al de la superficie del suelo por debajo de la zona de raíces, por lo que,

$$P \cdot C_p + D = R \cdot C_s$$

donde P es la precipitación media anual, C<sub>p</sub> es la media de la concentración de cloruro en la lluvia, D es la deposición seca, R es la media anual de la tasa de recarga y C<sub>s</sub> es la media de la concentración de cloruro en el agua del suelo.

El flujo por debajo de la zona de las raíces puede expresarse como sigue:

$$R \cdot C_s = R \cdot C_s + \Delta R \cdot \Delta C_s$$



donde el último término es la media del producto de las respectivas desviaciones de R y  $C_s$ . En general, se supone que este término es nulo o que no hay correlación entre estas variables, por lo que (Allison et al., 1985):

$$R = (P \cdot C_p + D) / C_s$$

Según la hipótesis de este modelo, el cloruro debería aumentar en el suelo y llegar a un valor de equilibrio en el extremo inferior de la zona de raíces. Sin embargo, los perfiles de cloruro no siempre tienen este comportamiento ideal. Estas formas pueden ser el resultado de (a) condiciones no estáticas, (b) rutas de flujo preferenciales y (c) cambios en la tasa de recarga por variabilidad climática en el pasado. La difusión vertical elimina la variabilidad en gran medida sólo con un alto contenido de cloruro ( $> 8000 \text{ g} \cdot \text{m}^3$ ).

El método más utilizado para calcular la recarga es la técnica de CMB en zona saturada y no saturada. Numerosas aplicaciones del método de cloruros han sido efectuadas en varios lugares del mundo (Scanlon et al., 2006; Zagana et al., 2007; Gee et al., 2005). El método de cloruro tiene la importante función de permitir la integración de la recarga en un lugar determinado durante muchos años. Sin embargo, la principal fuente de incertidumbre en la aplicación de la técnica radica en conocer la composición química de la lluvia en periodos anteriores. No está claro cómo las variaciones temporales y espaciales quedan integradas en los cálculos de recarga. Subyani y Sen (2006) proponen modificar el método de CMB para tener en cuenta otros parámetros estadísticos, como son las varianzas y el coeficiente de correlación entre las variables implicadas basadas en la aplicación del método. La información sobre variabilidad espacial y temporal de la deposición de cloruro, por lo general, se limita de 1 a 3 años de datos y, a menudo, sólo incluye la deposición húmeda. A pesar de que las incertidumbres en la estimación de la recarga varían linealmente con las incertidumbres en la deposición de cloruro, se debería hacer más hincapié en disponer de registros a largo plazo de la deposición de cloruro húmeda y seca en las regiones áridas y semiáridas (Scanlon et al. 2006). En España se dispone de datos de la deposición de cloruro y su variabilidad (Alcalá y Custodio, 2008) escenificados en la figura 12. La relación  $^{36}\text{Cl}/\text{Cl}$  se ha utilizado también para estimar la deposición de cloruro a largo plazo en diversos lugares. Las relaciones entre la deposición de cloruro y la distancia de la costa también han sido consideradas. El disponer de más datos sobre la deposición de cloruro debería reducir las incertidumbres en las estimaciones de recarga basadas en este método.

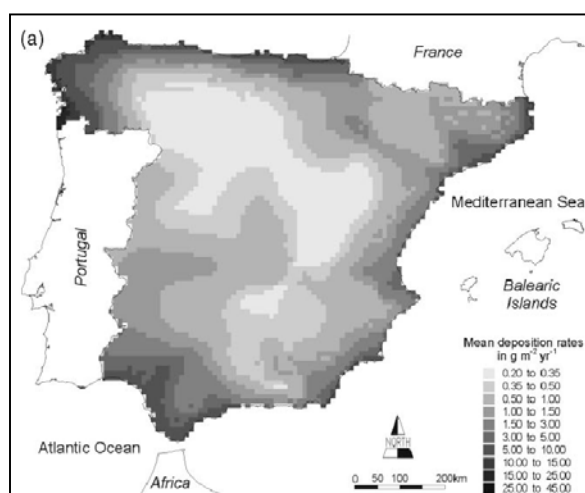


Figura 12. Tasa de deposición total de  $\text{Cl}^-$  en la España continental, en  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$  (Alcalá y Custodio, 2008).

#### 4. APLICACIÓN DEL CÓDIGO VISUAL BALAN AL CÁLCULO DE LA RECARGA EN LOS SECTORES ACUÍFEROS DE AYNA Y LIÉTOR (MASA DE AGUA SUBTERRÁNEA DE ALCADOZO)

Los balances hídricos de las diferentes masas de agua subterránea, se han de realizar con el fin de cumplir determinados objetivos, entre los que destacan valorar los recursos disponibles que permitan establecer cuáles pueden ser los niveles de garantía ofertados a los distintos usos y, asimismo, estimar el índice de explotación óptimo para cumplir con el objetivo del buen estado cuantitativo en la masa de agua.

Para disponer de datos precisos sobre los recursos que se están generando en el sector de estudio, dentro de la masa de agua subterránea de Alcadozo, se ha estimado conveniente utilizar un método de cálculo basado en el carácter secuencial de determinados balances de agua que se producen en los acuíferos durante el proceso de recarga. En este sentido, el código Visual Balan (V.2.0) desarrollado por Samper y García-Vera (1999) realiza balances de agua en el suelo edáfico, en la zona no saturada y en el acuífero utilizando un entorno interactivo de entradas de datos y postproceso de resultados. Los parámetros fundamentales utilizados en el cálculo de la recarga son las entradas por precipitación y riego, las salidas por escorrentía superficial, la evapotranspiración, la interceptación de la vegetación, el flujo hipodérmico, el flujo subterráneo y la variación del contenido de humedad del suelo, de la zona no saturada y del nivel de agua en el acuífero. El programa evalúa cada uno de estos términos de forma secuencial, comenzando por la precipitación de lluvia recogida en la zona, a continuación, estima la posible interceptación de la cobertura vegetal presente en el acuífero, lo que en algún caso representa un importante volumen de agua que se detrae de la infiltración, y así sucesivamente los siguientes términos, como son la escorrentía superficial, la evapotranspiración real, para finalizar con la estimación de la recarga en tránsito, que constituye la entrada de agua a la zona no saturada. En la zona no saturada se evalúan las salidas subhorizontales por flujo hipodérmico y finalmente la recarga al acuífero. Estos balances se realizan a nivel diario, en coherencia con las características climatológicas de la zona de estudio, en la que episodios lluviosos efímeros y súbitos producen las mayores tasas de recarga, que una vez integradas suman el valor total de recarga para un determinado periodo (Scanlon et al., 2002). La recarga en tránsito responde al mecanismo de flujo preferente que está en función del agua que se le aporta al suelo y del nivel de humedad que éste tiene, y asimismo también al proceso de entrada de agua a través de los poros, algo más lento que el proceso anterior y limitado por la permeabilidad vertical del suelo en condiciones de saturación.

Cuando el programa realiza el balance de agua en el acuífero (masa de agua subterránea), también calcula a escala diaria los niveles piezométricos y los caudales drenados (manantial, rambla o cauce superficial no permanente, río). Durante el proceso de calibración estos valores deben ser contrastados y comparados con los niveles piezométricos y aforos medidos directamente en campo.

Es importante reseñar que los métodos utilizados en la evaluación de la recarga están sometidos a determinados factores relacionados con actuaciones de carácter local o regional (sobreexplotación, perturbación de su calidad natural), circunstancia que se traduce, en algunos casos, en un importante grado de incertidumbre debido a las componentes consideradas en las ecuaciones, la naturaleza empírica o semiempírica de las fórmulas, determinadas simplificaciones o desajustes propios del proceso de calibración y

otras circunstancias a las que une la elevada variabilidad espacial y temporal (Scanlon et al., 2002; Samper, 1997).

En el presente estudio se ha efectuado el cálculo de la recarga para el periodo 1989/90-2008/09 en los sectores acuíferos de Ayna y Liétor (figura 13). Se han realizado los cálculos para una serie de 20 años hidrológicos, en los que se puede decir que coexisten periodos de precipitaciones superiores a la media interanual, como es el caso de finales de los años 80 y principios de los 90 y, principalmente, los años 1997, 2002 y 2004 con otros años muy secos como 1991, 1994, 1999, 2000, 2001, 2003 y 2005, en definitiva, se observa la complejidad que supone definir claramente una evolución pluviométrica característica, hecho por el cual los cálculos orientados a cuantificar la recarga en este tipo de acuíferos y zonas climáticas están sometidos a una considerable variabilidad temporal.

De acuerdo a la información climatológica histórica existente en el área de estudio se ha considerado que la estación termopluviométrica 7092 CHS-Liétor (figura 14), controlada por el Instituto Nacional de Meteorología, es la que mejor representa la variabilidad climatológica existente en el sector central y meridional de la masa de agua subterránea de Alcadozo, concretamente el área ocupada, entre otros sectores acuíferos, por los de Liétor y Ayna. En estos sectores es factible aplicar el código Visual Balan ya que están funcionando en régimen natural y descargan de forma permanente, parte de su caudal subterráneo, por los manantiales de Liétor (243370036) y la fuente de la Toba-Ayna (243360007).

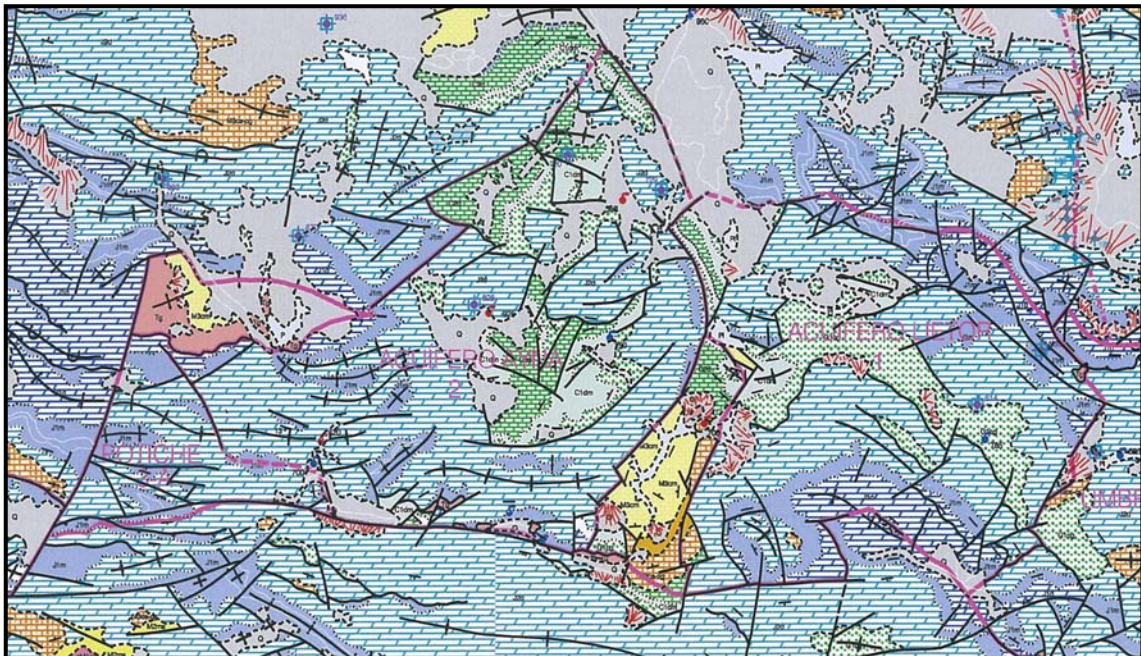


Figura 13. Mapa hidrogeológico de los sectores acuíferos Ayna y Liétor comprendidos dentro de la masa de agua subterránea de Alcadozo.

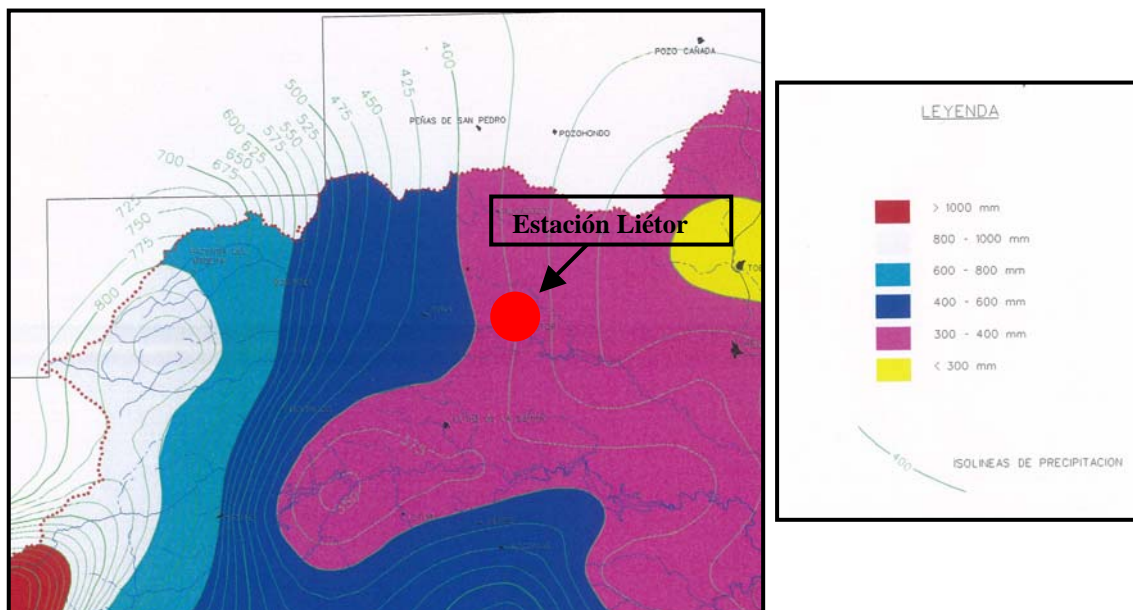


Figura 14. Mapa de distribución del valor medio de la precipitación en el área de estudio (fuente: www.chsegura.es) y situación de la estación CHS-Liétor.

En la siguiente tabla 3 se presentan los parámetros y valores utilizados en Visual Balan para la calibración de caudales. La selección de valores previos a la calibración han procedido de la recopilación de datos (inventario de puntos de agua) y estudios realizados en las inmediaciones del área de estudio (DGOH-MOPU, 1988). Estos valores han sido revisados de acuerdo a criterios de coherencia con las características hidrogeológicas de los acuíferos que configuran la masa de agua subterránea de Alcadozo.

En la figura 15 se muestra el esquema de resultados y se indican los valores medios anuales (mm) de las diferentes componentes del modelo de balance de agua.

Tabla 3. Parámetros y valores utilizados para la calibración con Visual Balan

CONCEPTOS	Valores considerados tras la calibración
<b>EL SUELO EDÁFICO.</b>	
Porosidad total (tanto por uno).	0,35
Punto de marchitez (tanto por uno).	0,10
Capacidad de campo (tanto por uno).	0,25
Humedad inicial (mm).	0,10
Espesor del suelo (m).	0,30
Permeabilidad vertical (cm/seg).	1.1574E-03
Reserva útil resultante (mm)	45
<b>DATOS GEOGRÁFICOS.</b>	
Latitud.	38° 34' 0"
Área (km <sup>2</sup> ).	38,7
INTERCEPCIÓN.	SI
<b>RECARGA EN TRÁNSITO (O LLUVIA EFICAZ) DIFERIDA.</b>	<b>Método convencional</b>
<b>FLUJO PREFERENTE.</b>	<b>Sin flujo preferente</b>
<b>ETP.</b>	<b>Método de Thornthwaite</b>
<b>ETR.</b>	<b>Método Exponencial</b>
CEME (mm).	30
<b>ESCORRENTÍA SUPERFICIAL.</b>	<b>Método de Horton</b>
Capacidad infiltr. para suelo a condiciones de cap. campo (mm/día).	120
Capacidad infiltr. para suelo a condiciones de punto de marchitez (mm/día).	120
<b>LA ZONA NO SATURADA.</b>	<b>Método implícito</b>
Coefficiente de agotamiento del flujo hipodérmico (t/2 en días <sup>-1</sup> ).	0.011 (631 días)
Permeabilidad vertical (mm/día).	1000
Coefficiente de agotamiento de la recarga al acuífero (t/2 en días <sup>-1</sup> ).	0.0116 (59,8 días)

Humedad inicial (mm).	5
<b>EL ACUÍFERO.</b>	<b>Método de una celda.</b>
Coefficiente de agotamiento del acuífero o descarga subterránea ( $t/2$ en días <sup>-1</sup> ).	0.0187 (37,1 días)
Coefficiente de almacenamiento del acuífero (adimensional).	0.03
Nivel inicial en el acuífero (m).	646
Nivel de descarga del acuífero (m).	646

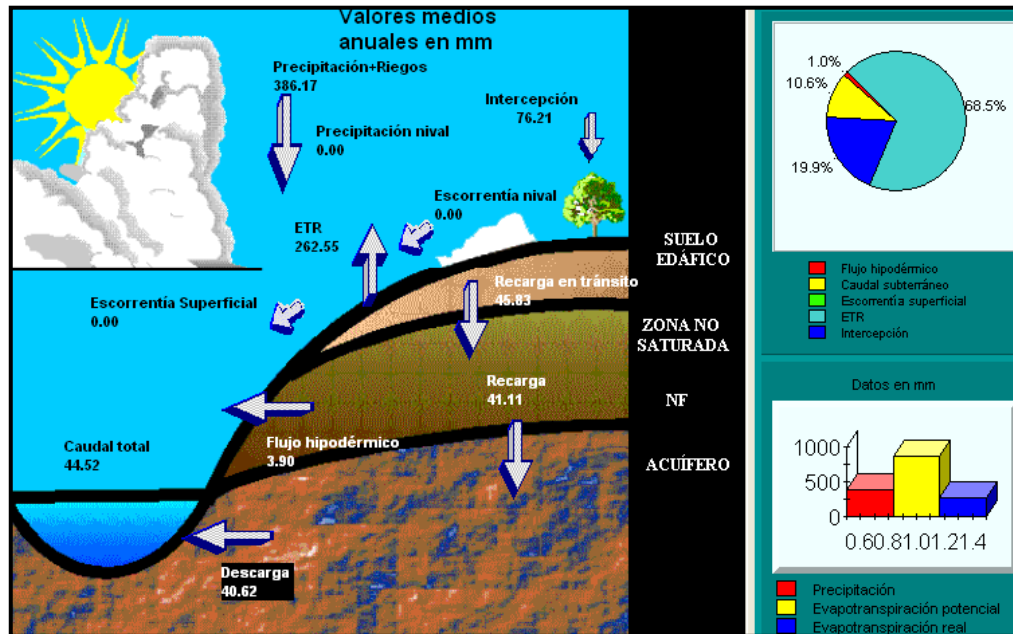


Figura 15. Resultados del modelo de balance: valores medios anuales entre los años hidrológicos 1989/00 y 2008/09 (hasta mayo de 2009).

En la figura 16 se puede observar la relación y el ajuste realizado entre los caudales calculados por Visual Balan y los caudales totales observados en las estaciones de aforo de Liétor y Ayna. Esta fase del trabajo ha requerido ir precisando alguno de los parámetros iniciales, si bien, en algunos de éstos, sobre todo en aquellos relacionados con ciertos coeficientes relacionados con los balances de agua en la zona no saturada y el acuífero, ante la evidente incertidumbre, se ha partido de un rango de valores, que ha motivado realizar la calibración de forma secuencial hasta llegar a un nivel de ajuste óptimo.



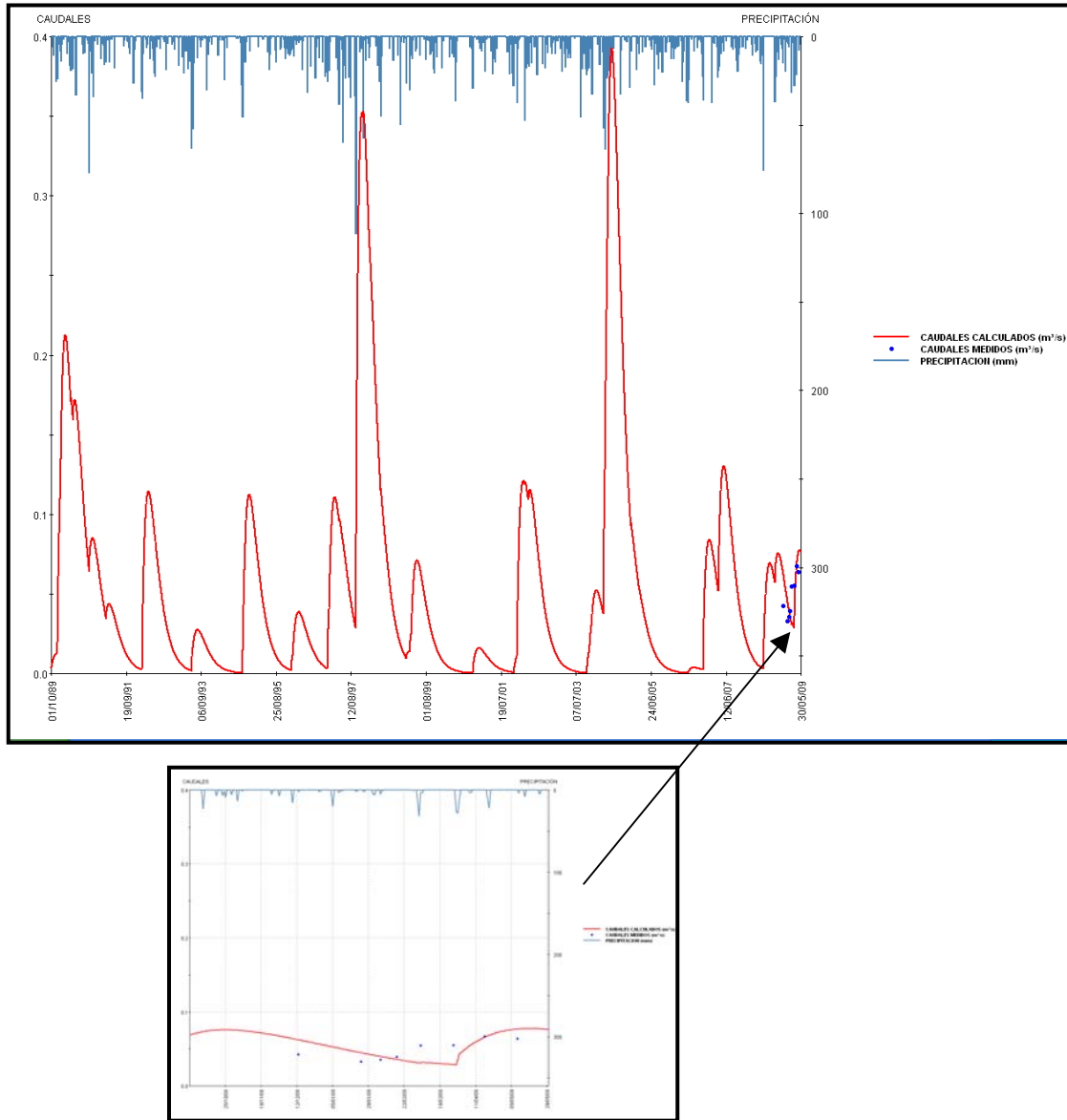


Figura 16. Resultados del modelo de balance: comparación entre los caudales totales de salida calculados por el modelo y los medidos en las secciones de aforo de Liétor y Ayna. En la parte inferior se muestra ampliado el periodo temporal utilizado para la calibración con los caudales medidos en las estaciones de aforo.

Este tipo de simulaciones que están apoyados en datos climatológicos e hidrométricos, predicen cómo puede ser la futura evolución o respuesta del acuífero y, así mismo, ayudan a mejorar el modelo conceptual de la masa de agua subterránea o acuífero, sobre todo en relación al valor cuantitativo de los parámetros utilizados en la calibración que mejor han reproducido la relación entre los niveles calculados y medidos. Por otro lado, durante el proceso de ajuste se obtiene información cualitativa relacionada con la sensibilidad de determinados parámetros y, de manera indirecta, sobre la influencia de ciertos parámetros intrínsecos a la formación hidrogeológica y determinantes en la solución parcial de cada una de las ecuaciones del balance. En este sentido, de manera parecida a otros casos de estudio, y en relación a los balances en suelo, zona no saturada y acuífero, los parámetros que gobiernan o describen mejor algunos elementos del balance y permiten obtener un nivel de ajuste óptimo han sido la reserva útil en suelo, la ETR, que en el caso de estudio ha sido considerada como una función exponencial del déficit hídrico en el suelo y los

coeficientes de agotamiento del flujo hipodérmico, de percolación y del acuífero. Estos parámetros han sido dimensionados a partir de unos valores iniciales, que han sido optimizados mediante sucesivas pasadas hasta llegar a un buen nivel de ajuste entre los caudales calculados y observados. Se ha observado que la intercepción de la vegetación ( pinares, cultivos de huerta y de secano) condiciona la tasa de recarga. Los resultados obtenidos por intercepción, pueden estar algo sobredimensionados, lo que induce a pensar que parte del volumen de agua retenida es posiblemente el volumen de agua que está descargando por escorrentía subterránea hacia el río Mundo en los tramos cercanos a las poblaciones de Ayna y Liétor. Esta circunstancia derivada del ajuste, en cierta manera, es un método indirecto de cálculo a la hora de conocer las posibles salidas subterráneas al río Mundo, en los sectores en los que el acuífero está en contacto con el cauce superficial. El grado de relación río-acuífero, ya venía reflejada en informes anteriores (DGOH-MOPU, 1988) y se ha comprobado de nuevo a partir de los aforos diferenciales obtenidos en determinados puntos del tramo del río Mundo. Se ha constatado que materiales permeables carbonatados de alta permeabilidad del Dogger están en contacto directo con el cauce superficial, de tal forma que se están produciendo descargas importantes de agua subterránea, tanto de forma puntual como difusa.

En la figura 16 se aprecia que el desfase entre precipitación-descarga indica que existe una relativa rápida respuesta entre periodos con elevada precipitación y las descargas en los manantiales, circunstancia que determina la unidad temporal de modulación de los recursos. (otoño/invierno-primavera/verano). Las puntas de caudal tienen asimismo abatimientos sostenidos, esta situación ayuda a entender el régimen de descarga de los manantiales, que aunque no han llegado a secarse totalmente, sí han tenido periodos de fuerte agotamiento. Las velocidades de tránsito de las masas de agua, a través de los materiales permeables existentes en las estructuras hidrogeológicas, más o menos próximas a los puntos de salida, determinan los tiempos de concentración en ambos sectores, valor estimado en principio algo menor en el sector Ayna que en el sector acuífero de Liétor. En cualquier caso, la distribución espacial de las superficies permeables y las posibles líneas de flujo discriminan, por un lado, los volúmenes de descarga en los manantiales situados en el borde de los sectores acuíferos y, por otro lado, las descargas subterráneas hacia el río Mundo.

Los cálculos realizados con Visual Balan indican que la infiltración por agua de lluvia, principalmente sobre los materiales del Dogger y en menor cantidad sobre los del Lías, es la única variable que interviene directamente en el valor cuantitativo de la recarga. Esta circunstancia se hace más evidente sobre todo en los años hidrológicos 1996-97, 2001-02, 2003-04, y sobre todo en los últimos 4 años de la serie climatológica analizada. En estos periodos la precipitación total registrada por la estación termo-pluviométrica de Liétor-CHS ha sido superior a la media anual de 386 mm. El valor medio de la recarga (últimos 20 años) sobre los 38,7 km<sup>2</sup> de superficie permeable ha sido de 1,59 hm<sup>3</sup> (41,10 mm). Esta cifra indica que el porcentaje de recarga sobre la precipitación ha sido para el periodo estudiado de un 10,64%. El caudal medio de salida estimado en los manantiales de Ayna y Liétor, de acuerdo a los aforos realizados es de 48,6 l/s, valor que se ajusta prácticamente al valor medio de recarga calculado. La evolución hidrométrica (figura 17) ha mostrado una tendencia ascendente, con una respuesta relativamente desfasada a un periodo sostenido de lluvias y nevadas, correspondiente al primer tercio del año hidrológico 2009-2010. El análisis de la evolución de los caudales medidos (hidrograma), indica que la descarga del manantial de Ayna (La Toba) está dibujando su rama ascendente, es decir, está aún respondiendo a la intensidad de las lluvias y no ha alcanzado el pico máximo de

caudal previo al periodo de recesión, circunstancia menos evidente en la fuente de Liétor, en la que hay ciertas oscilaciones que pudiesen justificarse a partir del mecanismo principal de recarga (p.e. tipo pistón). En ambos casos, el caudal base parecen marcarlo los primeros afloros, concretamente en el manantial de Ayna oscilaría entre 15-20 l/s y en la fuente de Liétor entre 20-25 l/s. Esta información indica, de manera indirecta, dos características importantes de estos dos sectores acuíferos; buenas características hidráulicas (K) y un importante volumen de almacenamiento que permite que la descarga esté siempre activa, en tanto no disminuyan sensiblemente las aportaciones de lluvia a las zonas preferentes de recarga.

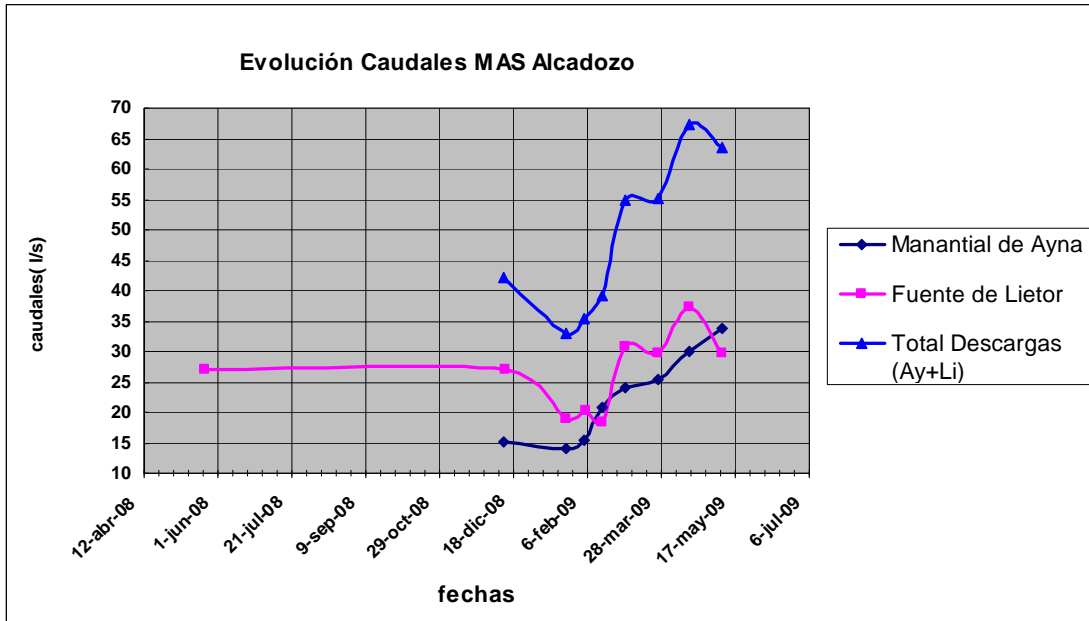


Figura 17. Evolución de caudales en el manantial de Ayna y fuente de Liétor durante el periodo de estudio

Las siguientes tablas 4 y 5 indican los valores medios anuales obtenidos de precipitación, evapotranspiración potencial, evapotranspiración real y recarga para el sector acuífero Ayna-Liétor y la recarga media mensual en mm y hm<sup>3</sup>/año respectivamente. Por otro lado, las figuras 18 y 19 indican las series mensuales de precipitación-escorrentía y las series anuales de precipitación-recarga para el periodo 1989-2009.

	Media anual en hm <sup>3</sup>
Precipitación	14,94
Evapotranspiración potencial	33,62
Evapotranspiración real	10,16
Recarga al acuífero	1,59

Tabla 5. Recarga media total mensual obtenida mediante Visual Balan (mm y hm<sup>3</sup>/año).



Meses	mm	hm <sup>3</sup>	Meses	mm	hm <sup>3</sup>
Octubre	3,83	0,15	Abril	5,56	0,22
Noviembre	3,06	0,12	Mayo	2,99	0,11
Diciembre	6,49	0,25	Junio	3,29	0,13
Enero	3,06	0,12	Julio	0,00	0,00
Febrero	2,99	0,11	Agosto	0,00	0,00
Marzo	6,67	0,26	Septiembre	7,84	0,30

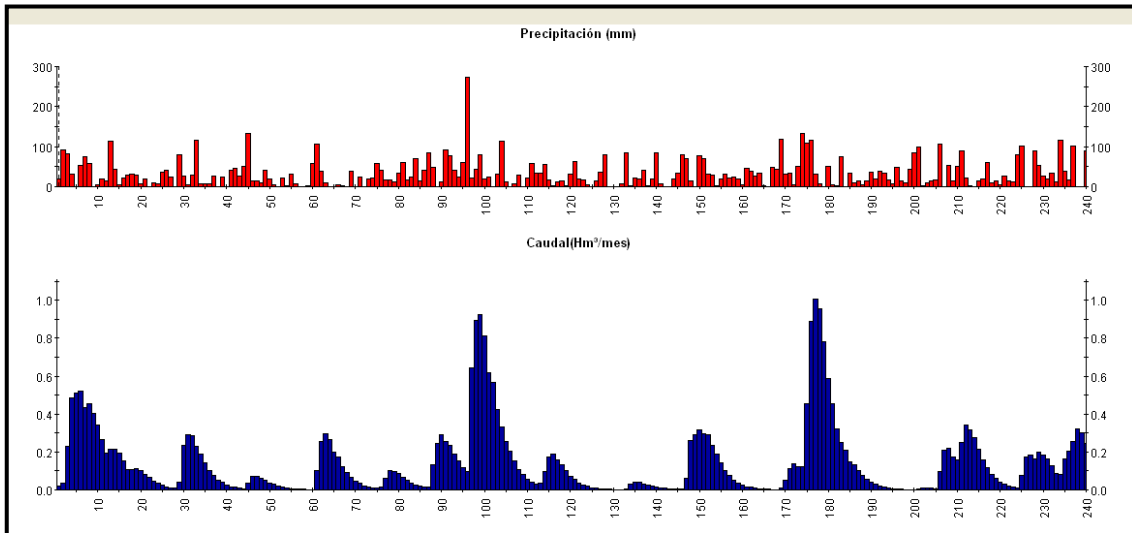


Figura 18. Series mensuales de precipitación-escorrentía aportadas por Visual Balan para el periodo estudiado (1989-2009)

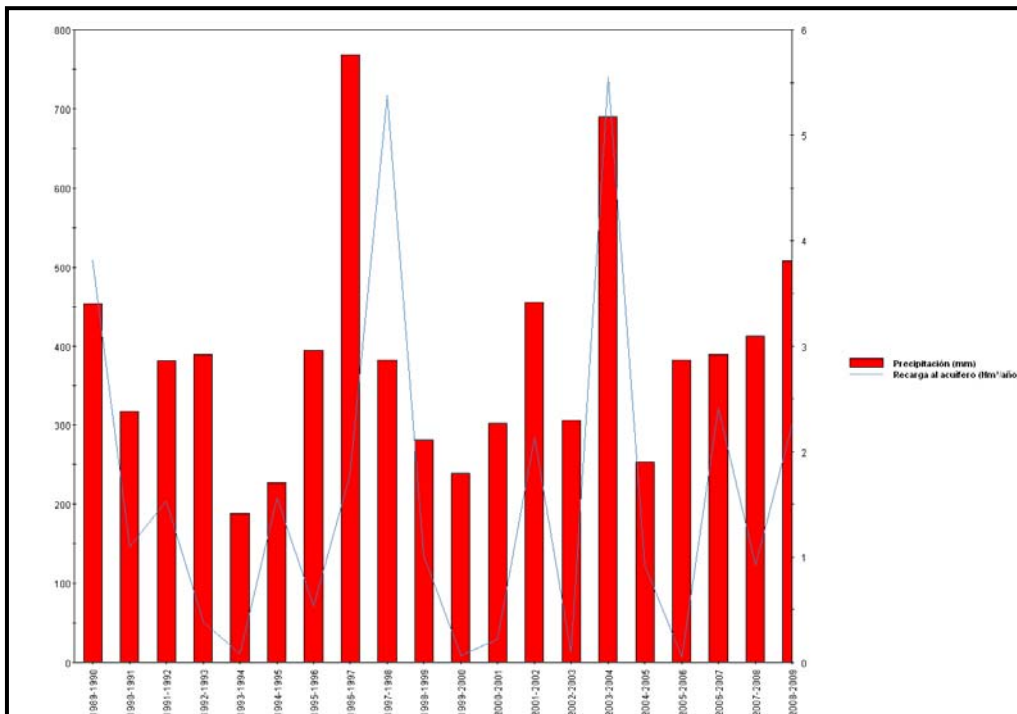


Figura 19. Series anuales de precipitación-recarga aportadas por Visual Balan para el periodo estudiado (1989-2009)

De manera similar y con el fin de comprobar la precisión del método, se ha realizado un ajuste individualizado para las dos subcuencas (sectores acuíferos) de Liétor y Ayna, cuyos resultados parciales se muestran en la tabla 6 (Liétor) y tabla 7 (Ayna):

<b>Tabla 6. Valores medios anuales obtenidos de P, ETP, ETR y Recarga en el sector acuífero de Liétor</b>	
	Media anual en hm <sup>3</sup>
Precipitación	7,96
Evapotranspiración potencial	17,81
Evapotranspiración real	5,42
Recarga al acuífero	0,843

<b>Tabla 7. Valores medios anuales obtenidos de P, ETP, ETR y Recarga en el sector acuífero de Ayna</b>	
	Media anual en hm <sup>3</sup>
Precipitación	7,07
Evapotranspiración potencial	15,81
Evapotranspiración real	5,50
Recarga al acuífero	0,636

Los valores medios para cada sector acuífero, están dentro de un orden de magnitud similar al resto de la zona de estudio y, en ambos casos, el ajuste entre caudales observados y medidos ha mantenido idéntica precisión.

En resumen, el valor de la recarga media obtenida para el periodo de estudio (1989-2009) ha sido de 1,59 hm<sup>3</sup>/año y se corresponde con una superficie permeable de 38,7 km<sup>2</sup>. Como ya se ha comentado la calibración se ha realizado teniendo en cuenta los aforos realizados hasta la fecha de final de estudio durante el año hidrológico 2008-2009. A partir del valor calculado y considerando que las características climáticas e hidrogeológicas del resto de la masa de agua objeto de estudio (sector central de Alcadozo) están sometidas a idénticas incertidumbres, se ha calculado la recarga para la totalidad del zona de estudio, de tal forma que, para los 171 km<sup>2</sup> de materiales permeables de Dogger y Lías distribuidos espacialmente por el sector central de Alcadozo la recarga media anual es de 7,02 hm<sup>3</sup>.

## Referencias Bibliográficas

Adar, E. M.; Neuman, S. P.; Woolhiser, D. A. 1988. Estimation of spatial recharge distribution using environmental isotopes and hydrochemical data. I, Mathematical model and application to synthetic data. *Journal of Hydrology*, 97: 251-277.

Adar, E. M.; Issar, A. S.; Sorek, S.; Gev, I. 1992. Modelling of flow pattern in a shallow aquifer affected by reservoirs. I, Evaluation of the flow system by environmental tracers. In: *Transport in Porous Media* (D. Reidel Publishing Company. Dordrecht, International) 8: 1-20.

Alcala, F.; Custodio, E. 2008. Atmospheric chloride deposition in continental Spain. *Hydrological Processes*, 22: 3636-3650.

Allen, R.G.; Howell, T.A.; Pruitt, W.O.; Walter I.A.; Jensen, M.E. (eds). 1991 *Lysimeters for evapotranspiration and environmental measurements*. In: *Proc Int Symp on Lysimetry*, American Society of Civil Engineers, New York, 444 pp.

Allison G.B.; Stone, W.J.; Hughes, M.W. 1985. Recharge in karst and dune elements of a semi-arid landscape as indicated by natural isotopes and chloride. *Journal of Hydrology*, 76:1-26.

Arnold, J.G.; Muttiah, R.S.; Srinivasan, R.; Allen, P.M. 2000. Regional estimation of base flow and groundwater recharge in the Upper Mississippi River Basin. *Journal of Hydrology*, 227:21-40.

Brutsaert, W. 1982. *Evaporation into the atmosphere, theory, history and applications*. Reidel, London.

Carrica, J.; Lexow, C. 2004. Evaluación de la recarga natural al acuífero de la cuenca superior del arroyo Napostá Grande, provincia de Buenos Aires. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 59: 281-290.

Chong, S.K.; Green, R.E.; Ahuja, L.R. 1981. Simple in-situ determination of hydraulic conductivity by power function descriptions of drainage. *Water Resources*, 17:1109-1114.

Custodio, E. 1997a. Recarga de acuíferos: aspectos generales sobre el proceso, la evaluación y la incertidumbre. ITGE (ed). En: *La evaluación de la recarga a los acuíferos en la Planificación Hidrológica*. AIH-GE, p. 18-39. Las Palmas de Gran Canaria.

Custodio, E., 1997b. Evaluación de la recarga por la lluvia mediante métodos ambientales químicos, isotópicos y térmicos. ITGE (ed.). En: *La evaluación de la recarga a los acuíferos en la Planificación Hidrológica*. AIH-GE, p. 83-109. Las Palmas de Gran Canaria.

Dahan, O. ; Tatarsky, B. ; Enzel, Y. ; Kull, C. ; Seely, M. ; Benito, G. 2008. Dynamics of Flood Water Infiltration and Ground Water Recharge in Hyperarid Desert. *Ground Water*, 46: 450-461.

De Vries, J.J. ; Simmers, I. 2002. Groundwater recharge: an overview of processes and challenges. *Hydrogeology Journal*, 10: 5-17.

DGOH-MOPU. 1988. Estudio de la Unidad Hidrogeológica de Pliegues Jurásicos entre los embalses de Talave, Cenajo y Camarillas (Albacete).

Directiva 2000/60 /CE del Parlamento Europeo y del Consejo por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

Edmunds, W.M. (1999). Integrated Geochemical and Isotopic Evaluation of Regional Aquifer Systems Arid Regions. Proc. Int. Conf. 'Regional Aquifer Systems – Managing Non-Renewable Resources' (Tripoli, Nov. 1999). UNESCO/IHP-V Technical Documents in Hydrology 42.

Evett, S.R.; Warrick, A.W.; Mathias, A.D. 1995. Wall material and capping effects on microlysimeter temperatures and evaporation. *Soil Science Society American Journal*, 59:329–336

Gardner, W.R. 1964. Water movement below the root zone. In: Proc 8th Int Congress Soil Science, Bucharest, 31 Aug–9 Sept, Rompresfilatelia, Bucharest, pp 317–320.

Gee, G.W.; Hillel, D. 1988. Groundwater recharge in arid regions: review and critique of estimation methods. *Hydrological Processes*, 2:255–266

Gee, G.W.; Wierenga, P.J.; Andraski, B.J.; Young, M.H.; Fayer, M.J.; Rockhold, M.L. 1994. Variations in water balance and recharge potential at three western desert sites. *Soil Science Society American Journal*, 58:63–71.

Gee, G.W.; Zhang, Z.F.; Tyler, S.W.; Albright, W.H.; Singleton, M.J. 2005. Chloride Mass Balance: Cautions in Predicting Increased Recharge Rates. *Vadose Zone Journal*, 4: 72–78.

Griffiths, G.A.; Clausen, B. 1997. Streamflow recession in basins with multiple water storages. *Journal of Hydrology*, 190: 60-74.

Halford K.J.; Mayer, G.C. 2000. Problems associated with estimating ground water discharge and recharge from stream-discharge records. *Ground Water*, 38:331–342.

Healy, R.W.; Ronan, A.D. 1996. Documentation of computer program VS2DH for simulation of energy transport in variably saturated porous media – modification of the US Geological Survey's computer program VS2DT. US Geol Surv Water Resour Invest Rep, 96–4230:36.

Hendrickx, J.; Walker, G. 1997. Recharge from precipitation. In: Simmers I (ed) *Recharge of phreatic aquifers in (semi-)arid areas*. AA Balkema, Rotterdam, pp 19–98.

IGME-CHS. 2009. Definición de un plan de extracciones de agua subterránea en la cuenca Alta del Segura en épocas de sequía.

Khalil, M. ; Sakai, M. ; Mizoguchi, M. ; Miyazaki, T. 2003. Current and Prospective Applications of Zero Flux Plane (ZFP) Method. *Journal of the Japanese Society of Soil Physics*, 95: 75-90.

Kirkham, R.R.; Gee, G.W.; Jones, T.L. 1984. Weighing lysimeters for long-term water balance investigations at remote sites. *Soil Science Society of America. Journal*, 48:1203–1205.

Kraatz. 1977. Irrigation canal lining. *FAO Land Water Development Service*, 1:199

Külls, C. 2000. Groundwater of the North-Western Kalahari, Namibia. (PhD/Dissertation), Faculty of Geosciences, University of Würzburg, 2000. (Online Document at the German Library).

Lee, D.R. 1977. A device for measuring seepage flux in lakes and estuaries. *Limnology and Oceanography*, 22:140-147.

Lerner, D.N.; Issar, A.S.; Simmers, I. 1990. *Groundwater Recharge: A Guide to Understanding and Estimating Natural Recharge*, A,A, Balkema Publishers, The Netherlands and IAH.

Lerner, D.N. 1997. Groundwater recharge. In: Saether OM, de Caritat P (eds) *Geochemical processes, weathering and groundwater recharge in catchments*. AA Balkema, Rotterdam, pp 109–150.

Lapham, W.W. 1989. Use of temperature profiles beneath streams to determine rates of vertical ground-water flow and vertical hydraulic conductivity. *US Geological Survey, Water Supply Paper 2337*.

Linsley, R.K.; Kohler, M.A.; Paulhus, J.L. 1982. *Hydrology for Engineers (3ed. Ed.)*. Ed. McGraw Hill. New York. 508 p.

Manzano, M.; Fernández, M.L. 1997. “Comentarios y discusiones: paneles sobre métodos de evaluación de la recarga utilizados en España para la planificación hidrológica y necesidades observacionales y metodológicas para la mejora del conocimiento y seguimiento de la recarga para la progresiva adecuación de la planificación hidrológica”. ITGE (ed). *La Evaluación de la recarga a los acuíferos en la Planificación Hidrológica*. AIH-GE, pp. 329-336. Las Palmas de Gran Canaria.

Mau, D.P.; Winter, T.C. 1997. Estimating ground-water recharge from streamflow hydrographs for a small mountain watershed in a temperate humid climate, New Hampshire, USA. *Ground Water*, 35:291–304.

Meyboom, P. 1961. Estimating groundwater recharge from stream hydrographs. *Journal Geophys Res.* 66:1203–1214.

ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica.

Richards, L.A.; Gardner, W.R.; Ogata, G. 1956. Physical processes determining water loss from soil. *Soil Science Society American Proc.* 20:310-314.

Rockhold, M.L.; Fayer, M.J.; Kincaid, C.T.; Gee, G.W. 1995. Estimation of natural ground water recharge for the performance assessment of a low-level waste disposal facility at the Hanford site. Publ PNL-10508. Battelle Pacific Northwest Laboratory, Hanford, Washington.

Rorabough, M.I. 1964. Estimating changes in bank storage and groundwater contribution to streamflow. *Int Assoc Sci Hydro Publ.* 63:432-441.

Rushton, K. 1997. Recharge from permanent water bodies. In: Simmers I (ed) *Recharge of phreatic aquifers in (semi)arid areas.* AA Balkema, Rotterdam, pp. 215-255.

Rutledge A.T.; Daniel, C.C. 1994. Testing an automated method to estimate groundwater recharge from streamflow records. *Ground Water*, 32:180-189.

Samper, J. 1997. Métodos para la evaluación de la recarga por la lluvia por balance de agua: utilización, calibración y errores. Seminario sobre evaluación de la recarga a los acuíferos en la planificación hidrológica. ITGE. Madrid

Samper, J.; García Vera, M.A. 1999. Manual de usuario del programa Visual Balan Version 1.0. ENRESA. Madrid.

Sanford, W. 2002. Recharge and groundwater models: An overview. *Hydrogeology Journal*, 10:110-120.

Scanlon, B.R.; Milly, P.C.D. 1994. Water and heat fluxes in desert soils 2. Numerical simulations. *Water Resour Res* 30:721-733.

Scanlon, B.R.; Goldsmith, R.S. 1997. Field study of spatial variability in unsaturated flow beneath and adjacent to playas. *Water Resour Res* 33: 2239-2252.

Scanlon, B.R.; Cook, P.G. 2002. Preface: Theme issue on groundwater recharge. *Hydrogeology Journal*, 10: 3-4.

Scanlon, B.R.; Healy, R.W.; Cook, P.G. 2002. Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge, *Hydrogeology Journal*, 10:18-39.

Scanlon, B. R.; Keese, K.E.; Flint, A.L.; Flint, L.E.; Gaye, C.B.; Edmunds, W.M.; Simmers, I. 2006. Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. *Hydrological Processes*, 20:3335-3370.

Sebestyen, A.; Schneider, M. 2004. Seepage patterns, pore water, and aquatic plants: hydrological and biogeochemical relationships in lakes. *Biogeochemistry*, 68: 383-409.

Silliman, S.E.; Booth, D.F. 1993. Analysis of time-series measurements of sediment temperature for identification of gaining vs. losing portions of Juday Creek, Indiana. *Journal of Hydrology*, 146: 131-148.

Sinokrat, B.A.; Stefan, H.G. 1993. Stream temperature dynamics: Measuring and modelling. *Water Resources Research*, 29: 2299-2312.

Stonestrom, D.A.; Constanz, J. (eds). 2003. Heat as a tool for studying the movement of ground water near streams. US Geological Survey Circular 1260. <http://pubs.water.usgs.gov/circ1260>.

Sophocleous, M. 2004. Groundwater recharge. In: *Groundwater*, [Eds. Luis Silveira, Stefan Wohnlich, and Eduardo J. Usunoff], in *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*, Developed under the Auspices of the UNESCO, Eolss Publishers, Oxford UK, [<http://www.eolss.net>]

Sophocleous, M. 2005. Groundwater recharge and sustainability in the High Plains aquifer in Kansas, USA. *Hydrogeology Journal*, 13: 351–365.

Simmers, I. (ed). 1988. *Estimation of natural groundwater recharge*. Reidel, Boston, 510 pp.

Simmers, I. (ed). 1997. *Recharge of phreatic aquifers in (semi-)arid areas*. AA Balkema, Rotterdam, 277 pp.

Singh, V.P. 1995. *Computer models of watershed hydrology*. Water Resources Publications, Highlands Ranch, Colorado.

Stallman, R.W. 1964. Multiphase fluids in porous media—A review of theories pertinent to hydrologic studies. *Professional Paper*, 411-E:51

Stephens, D.B. 1995. *Vadose Zone Hydrology*. CRC Press. ISBN 0873714326, 9780873714327.

Subyany, A.; Sen, Z. 2006. Refined chloride mass-balance method and its application in Saudi Arabia. *Hydrological Processes*, 20: 4373-4380.

Voss, C.I. 1984. A finite-element simulation model for saturated-unsaturated, fluid density-dependent ground-water flow with energy transport or chemically-reactive single species solute transport. US Geological Survey Water Resource Investigations Report 84-4369, 409 pp.

Ward, A.L.; Gee, G.W. 1997. Performance of a field-scale surface barrier. *Journal Environment Quality*, 26: 694–705.

Young, M.H.; Wierenga, P.J.; Mancino, C.F. 1996. Large weighing lysimeters for water use and deep percolation studies. *Soil Sci Soc Am Journal*, 161:491–501.

Zagana, E.; Kuells, Ch.; Udluft, P.; Constantinou, C. 2007. Methods of groundwater recharge estimation in eastern Mediterranean - a water balance model application in Greece, Cyprus and Jordan. *Hydrological Processes*, 21: 2405-2414.

Zhang, L. (ed). 1998. The basics of recharge and discharge. CSIRO, Collingwood, Australia.



**Integrated management of over-exploited aquifers: an  
extreme case study in southern Spain**

## Integrated management of over-exploited aquifers: an extreme case study in southern Spain

JOSÉ LUIS MOLINA<sup>1</sup>, JOSÉ LUIS GARCÍA-ARÓSTEGUI<sup>1</sup>, JOHN BROMLEY<sup>2</sup>, RAZIYEH FARMANI<sup>3</sup>, CAROLINE SULLIVAN<sup>2</sup>, JOSÉ BENAVENTE<sup>4</sup> & JORGE HORNERO<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Geological Survey of Spain, Avenida Alfonso X El Sabio, 6, 30008 Murcia, Spain*  
j.arostegui@igme.es

<sup>2</sup> *Oxford University Centre for Water Research, South Parks Road, Oxford OX1 3QY, UK*

<sup>3</sup> *Department of Engineering, University of Exeter, Exeter, UK*

<sup>4</sup> *Instituto del Agua, Universidad de Granada, C/ Ramón y Cajal, 18071 Granada, Spain*

**Abstract** Integrated Water Resources Management (IWRM) of water systems supplied by groundwater is an unconsidered matter; even more in the case of groundwater-based systems in which over-exploitation of aquifers takes place. There are plenty of stressed water systems based on groundwater with serious and multidisciplinary conflicts due to the absence of a real integrated management, which offers integrated solutions. This study proposes a methodology for undertaking an integrated analysis of water systems supplied by groundwater. This methodology is applied to examine a water system called “Altiplano” located in southern Spain, where the water abstraction from the aquifers greatly exceeds recharge (147 hm<sup>3</sup>/year vs 35 hm<sup>3</sup>/year), and the irrigated areas supplied by those aquifers have a very high agrarian profitability. For this study a Decision Support System (DSS) based on the application of different techniques such as Object-Oriented Bayesian Networks (OOBNs), Evolutionary Multiobjective Optimization (EMO) and Multicriteria Analysis (MCA) is presented. This DSS allows us to model the real problems of the water system and to quantify the impacts of different water management scenarios on the aspects involved in the case study. Dealing with the Water Framework Directive (WFD) requirements, any attempt to restore the aquifer systems generates strong socio-economic impacts which, in some cases, could be assumed by society.

**Key words** Integrated Aquifers Management; Decision Support Systems; aquifer overexploitation; object-oriented Bayesian networks; Murcia, Spain

### INTRODUCTION

The complexity of water systems and the great amount of associated conflicts in arid and semi-arid regions, especially where the water represents a limiting and strategic factor, makes necessary the development of intelligent systems that allow incorporating different aspects and points of view for reaching a decision with the greatest consensus grade possible. There are frequent errors on the definition of the problems due to decisions usually taken with a lack of data, with limited time-series, as well as with reduced scientific support. Furthermore, the management of water resources in areas with high demands and scarcity are extremely complicated, and all the issues regarding natural resources usually entail great social, economic and environmental implications. In Europe, the dominant environmental dimension of the Water Framework Directive (WFD) and the principles of sustainability in the use of water that inspires it, are supposing a revolution in the conception of the difficult resolution of water systems located in shortage areas. Thus, one of the criticisms and limitations of the Directive is based on the reduced consideration that takes place with respect to the above-mentioned problems; aspects that have been recently applied by Spain.

Aquifer overexploitation and sustainability in the use of groundwater resources are two antagonistic concepts. However, a more accurate consideration of the matter should include a full analysis using a comparative study of the benefits and negative impacts derived from the overexploitation, through the assessment of as many aspects as possible that take part, especially economic, social, hydrological and ecological aspects. Other important aspects are the political, legal and institutional ones, which can help in understanding the origin and evolution of the problem.

In this research three different Decision Support Systems are developed through three diverse techniques: Object-Oriented Bayesian Networks (OOBNs), Evolutionary Multiobjective Optimiz-

ation (EMO) and Multicriteria Analysis (MCA), in order to assess the impacts that certain performances and water policies, with the intention of the restoration of overexploited aquifers according to the European WFD requirements. This study is developed in a case study only supplied by groundwater. This water system is located in a basin with an extreme hydric deficit (Segura basin, SE Spain), where the water is a key factor for its development; in fact, this basin is in third position in the European water exploitation index. Issues about politics and socio-economic tensions related to water scarcity are in the Spanish daily battlefield, with a significant European projection. All the points of view and opinions are partially true.

## TOOLS AND TECHNIQUES

An extensive range of new tools and techniques have been provided in accordance with the principles of Integrated Water Resource Management (IWRM) because of the growing pressure on worldwide water systems, ecosystems and the environmental water cost. Basically, the techniques that are especially suitable for implementing IWRM are divided into two main groups: models and Decision Support Systems (DSS) (Bromley, 2005). Models are descriptions of a real system that simplifies calculation and prediction. However, although these models are highly useful for studying water resources and impacts on the environment, in most cases they are not designed to address and integrate widely-varying aspects such as the socio-economic, legal and political issues related to water management. This paper is focused on the application of DSS that could be located in a higher position than the models. These systems are fed with data from many diverse sources of information, including field survey data, experimental results and even those obtained from traditional models. There are many types of DSS, such as mathematical models, influence diagrams, decision trees, multi-criteria analysis and multiobjective optimization. In general, DSS can be either stochastic or deterministic, depending on whether or not they deal with processes containing a degree of uncertainty. Stochastic DSS are further divided, depending on how uncertainty is dealt with, and include methods such as certainty factors (Buchanan & Shortliffe, 1984), evidence theory (Shafer, 1976) and probabilistic methods. In this study, the utilised techniques are Object-Oriented Bayesian Networks (OOBN), Evolutionary Multiobjective Optimization and Multicriteria Analysis. The main features of these techniques are shown as follows, although a more detailed explanation about their use and applicability for IWRM can be found in Molina *et al.* (2009).

A BN, is a type of DSS based on a probability theory which implements Bayes' rule (Jensen, 1996; Jensen, 2001; Bromley *et al.*, 2005). BNs have been used as DSS for many years in fields such as road safety, medicine and artificial intelligence; however, they have not been applied for the integrated management of environmental systems, or water systems, until more recently. The use of BNs presents a series of advantages over that of other environmental DSS (Bromley, 2005; Castelletti *et al.*, 2007). A BN consists of three main elements: (1) a set of variables that represent the factors relevant to a particular environmental system or problem; (2) the relationships between these variables that quantify the links between variables; and (3) the set of conditional probability tables (CPTs) that quantify the links between variables and are used to calculate the state of nodes. The first two elements form a Bayesian Diagram and the addition of the third forms a full network. A BN can be run as a stand alone network, but it is possible to link together a number of networks to produce an Object Oriented Bayesian Network (OOBN) model (Koller *et al.*, 1997; Molina *et al.*, 2009). OOBNs are based on the Object-Oriented Programming paradigm (OOP) and thus, adopt the same attributes that are used in OOP languages (Koller *et al.*, 1997; Weidl *et al.*, 2005; Molina *et al.*, 2009). An OOBN can be defined as a network that, in addition to the usual network nodes, contains instance nodes. An instance node connects to ordinary nodes within its own network or it can connect to another instance node of the network, but also to other instance nodes in other master networks.

Decision making in environmental projects can be complex and seemingly intractable, because of the inherent trade-offs between socio-political, environmental, ecological and economic

factors. The selection of appropriate management strategies often involves multiple conflicting objectives that should be optimized simultaneously. As a result, there exist multiple Pareto optimal solutions, i.e. solutions for which it is not possible to improve on the attainment of one objective without making at least one of the others worse. Evolutionary Multiobjective Optimization algorithms (EMO) offer a means of finding the optimal Pareto front in a single run (Farmani *et al.*, 2005). Although the efficiency of these algorithms in solving a number of complicated real-world problems has been illustrated (e.g. Farmani *et al.*, 2005, 2006, 2007), there have been limited applications in policy analysis of water resources management (Farmani *et al.*, 2009). In this study an evolutionary multi-objective optimization tool (GANetXL, 2007) based on NSGAI (Deb *et al.*, 2000) is coupled with the OOBN model and used in the selection of the best compromise management option(s) for participatory decision making.

Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA) is used to make a comparative assessment of different interventions in water resources and environmental management projects where there are many conflicting management options due to different stakeholders' interests. MCDA comprises a set of techniques aiming at providing an overall ordering of alternatives from the most preferred option to the least preferred one based on a set of criteria. Specifically for water management studies there is some good research such as Lahdelma *et al.* (2000), Herath (2004), or Hostmann *et al.* (2005), among others. In the MCDA methods, performance of alternatives is scored with respect to the criteria. In most cases, stakeholders' participation is the key for designing representative criteria or indicators of the whole problem. According to the literature there are hundreds of MCA techniques for ranking or scoring options (Hayashi, 2000; Pohekar *et al.*, 2004; Figueira *et al.*, 2005), and the opportunities for constructing new methods by combining or modifying existing ones are practically limitless (Hajkowicz, 2008). In this study the "Weighted Summation" (WS) is used as the MCDA technique.

## STUDY AREA

Southeast Spain is characterized by a mild Mediterranean climate, with temperate winters, very long, warm and dry summers, frequent droughts, torrential rains and usual floods. Over history, various civilizations have settled there, and have based their development, to a large extent, on agriculture, although nowadays tourism is a strong competitor. The highest demand for water, for both activities, occurs in the summer months, when availability is lowest. In general, current demand amply exceeds available supplies, and water is an issue of paramount importance. This study is especially focused on the Altiplano area in Murcia southeast Spain (Fig. 1), which includes the towns of Jumilla and Yecla (total population of about 58 000), and the influence area surrounding Altiplano (such as Vinalopó in Alicante), where the effects of the groundwater from the studied aquifer arrive. The average renewable water reserves in the aquifers studied are estimated to be 35 hm<sup>3</sup>/year, obtained exclusively from the direct recharge. On the other hand, pumping abstraction is estimated to be 147 hm<sup>3</sup>/year, according to the literature and field surveys of the main water users. Thus, the accumulated negative water budget with deficit is evidenced as a notable consumption of water reserves, exceeding 3000 hm<sup>3</sup>. As a consequence, the water table depletion rate is between 1.3 and 10.5 m/year.

The main economic activity in the area is agriculture, which is characterized by its high profitability, partly due to the effective marketing of its products, mainly addressed to the national and European market. The most profitable crops are non-citrus fruits and table grape vines. Every aquifer has its own irrigated zone, and the total irrigated area is estimated as 60 000 ha. These areas are legally defined by the Water Agency and they are the basis of the agro economic study. From a hydrological point of view, the only available water is that obtained from exploitation of the aquifers Ascoy-Sopalmo, Cingla, Jumilla-Villena and Serral-Salinas, with a total area of 1400 km<sup>2</sup>. The Altiplano region has been excluded systematically from the large hydraulic projects that have been carried out in southeast Spain, such as the Tajo-Segura water-transfer scheme and the Taibilla Canals Consortium, the latter being dedicated exclusively to supervising the supply

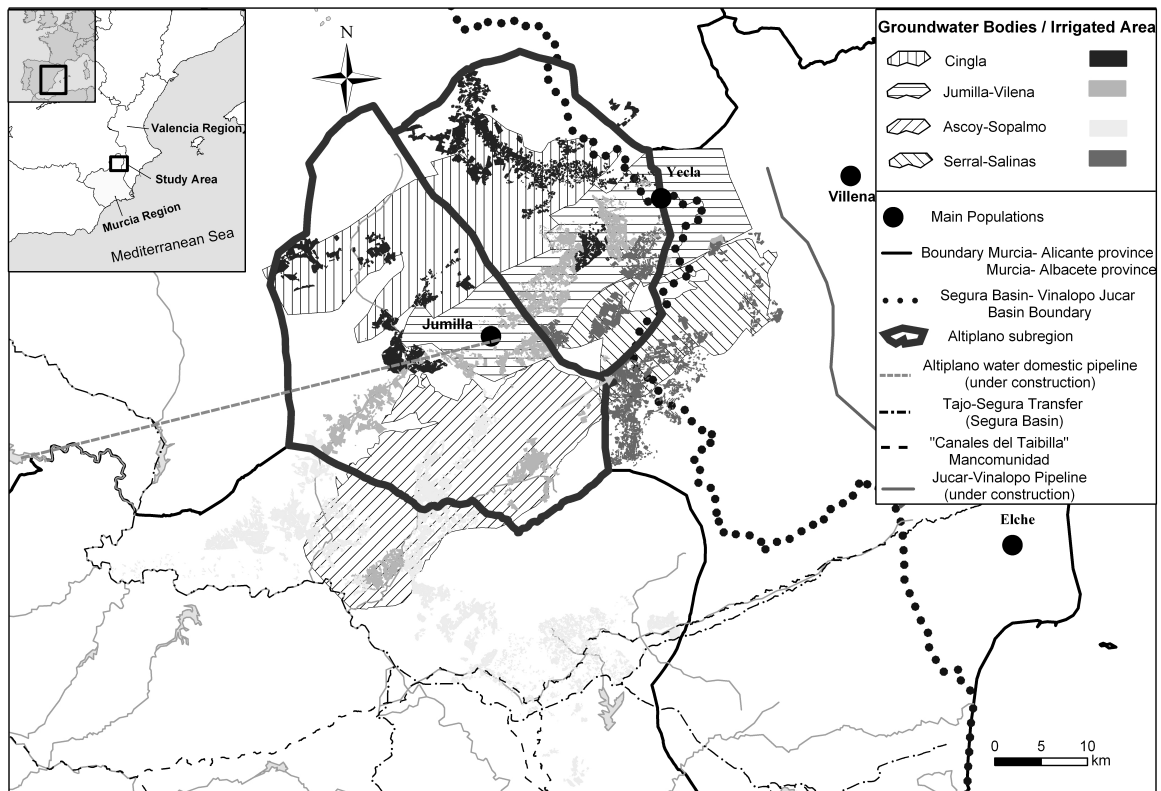


Fig. 1 General location.

of water for human consumption. In addition, so far no water management interventions have been carried out by any administration.

However, lately some measures have been implemented in an attempt to alleviate the water problems faced in the region. These measures are grouped generically under Act 10/2001, of 5 July, as part of the National Hydrologic Plan, and by Royal Decree-Act 2/2004, of 18 June, which declared it a matter of national, urgent and priority interest to take steps to provide the Altiplano with water resources. Among the actions undertaken is the connection of the public water supply systems of Jumilla and Yecla to the Taibilla Canals Consortium, via a conduit through the Talave-Cenajo system, thus providing access to water from the Tajo-Segura water-transfer network. These actions could be the first steps aimed at satisfying agricultural demand for water and alleviating the situation of over-exploitation of aquifers, although the possibilities of positive action to return the aquifers to their original condition have yet to be addressed, let alone any time scale or estimation of the costs and benefits involved.

## WATER MANAGEMENT SCENARIOS

Three scenarios are considered for evaluating the impact of different measures. The first scenario "Business As Usual" (BAU) is assumed to be the current condition (hydrological year 2007/08), and to assess the impacts of any scenario and/or intervention the second and third scenarios are compared with BAU.

The second scenario is made up of individual water management interventions and it comprises three sub-scenarios. At the moment no interventions are being made, so the imposition of any action will at least lead to some modification of the present situation. The probability functions of the interventions introduced into the BNs are the results of the stakeholders' contributions made through questionnaires and surveys. In this analysis, all variables other than

the intervention nodes have been maintained in their current states, in order to evaluate the impact of each intervention.

The sub-scenario of External Water Resource Income (EWRI) has been proposed to deal with the problem from the supply side, taking irrigation and domestic supply as separate issues. For irrigation concerns, there are two approaches. The first one is by external water transfer from Júcar River to Vinalopo River (Júcar basin), with water being applied to aquifers that have some surface area in the Vinalopó sub basin (Serral-Salinas and Jumilla-Villena). The second way is the application of desalinated water to all aquifers. The amount of water that can actually be transferred into the water system depends to a large extent on its price. But the price paid for the water also depends upon the amount being purchased; the more purchased the cheaper the unit rate. To cope with the problem of supplying domestic water two strategies have been investigated. The first is to use water imported from the Júcar-Vinalopo Transfer and to use this in aquifers that lie partly in the Vinalopó Basin (Serral-Salinas and Jumilla-Villena). The second way is to bring in water from the Tajo-Segura Transfer, and utilise the import in all the aquifers. In this case the variable is binary (i.e. Yes or No). Nowadays, there are strong political and socio-economic controversies concerning the course of the Júcar-Vinalopó transfer pipe, water quality and costs. There are also strong disagreements related to the desalination water issues.

The success of the management intervention of sub-scenario Purchase of Water Rights (PWR) depends on the offer price for the amount of water right (euro/m<sup>3</sup>) being acceptable to farmers. In reality, farmers are very reluctant to sell their water rights and thus need to be compensated by an extremely good offer price. Another possibility is the sub-scenario of Reduction in Water Rights (RWR), that it has been proposed as a contrast to the purchase of water rights option. In this case, there is no economic compensation to farmers to reduce their water abstraction from the aquifers. It is thus a compulsory measure that in practice is almost impossible to carry out legally, but it provides a good limit with respect to the analysis of water management. This option has a direct and strong impact on agricultural net profit.

The sub-scenario of Water Demand Reduction (WDR) approaches the problem from the demand, rather than the supply side. According to the Segura Basin Agency, the amount of water used by farmers for irrigation is close to the optimum suggesting that a reduction in supply is not possible without causing a significant decrease in crop production. Nevertheless, despite this assertion, some scope for water demand reduction exists through improved agricultural management. Water demand measures can be implemented in one of two ways: first by coercive actions such as fines and taxes, and second through incentive means in the form of awareness and sensitization campaigns. Reduction of demand through the second approach is likely to be much less than the first; this is reflected by the results of the network.

Finally, in the OOBN and EMO application the third scenario called Water Balance Equilibrium (WBE) is evaluated, in order to assess the impacts on the socio-economic variables.

### **OOBN Application**

The system comprises four independent aquifers and a BN has been designed specifically for each one (Fig. 2). Every aquifer has a related and specific irrigated area that does not necessarily coincide with the area of the aquifer. Although each aquifer differs hydrogeologically, they all possess the same socio-economic variables. Because they are common to each aquifer these socio-economic variables can be identified in each network as an interface (output) node and connected to a master network (Object-Oriented Bayesian Network) where the same nodes appear and where they can be analysed together. This master network is used to assess the impact of the social and economic conditions in all four aquifers combined. In effect it describes the average social and economic behaviour of the whole system.

The BN used to describe each aquifer is divided into two main sections; one part dealing with the hydrology/hydrogeology and the other dealing with social and economic conditions. The hydrogeological variables were entered automatically via the Learning Wizard module, using data obtained from groundwater models constructed for each aquifer. The socio-economic variables

were completed using our own agro economic simulation model constructed for each irrigated area. The variables are divided into five groups according to their function in the network: (1) parent nodes, (2) intervention actions, (3) intermediate variables, (4) partial objectives and (5) final objectives. Finally, the “interface” variables in the system are “Total Income” and “Total Number of Agricultural Direct Employment”. These variables connect to the fifth network (Object-Oriented Bayesian Network) that describes the overall socio-economic conditions in the combined area of the region irrigated by all four aquifers.

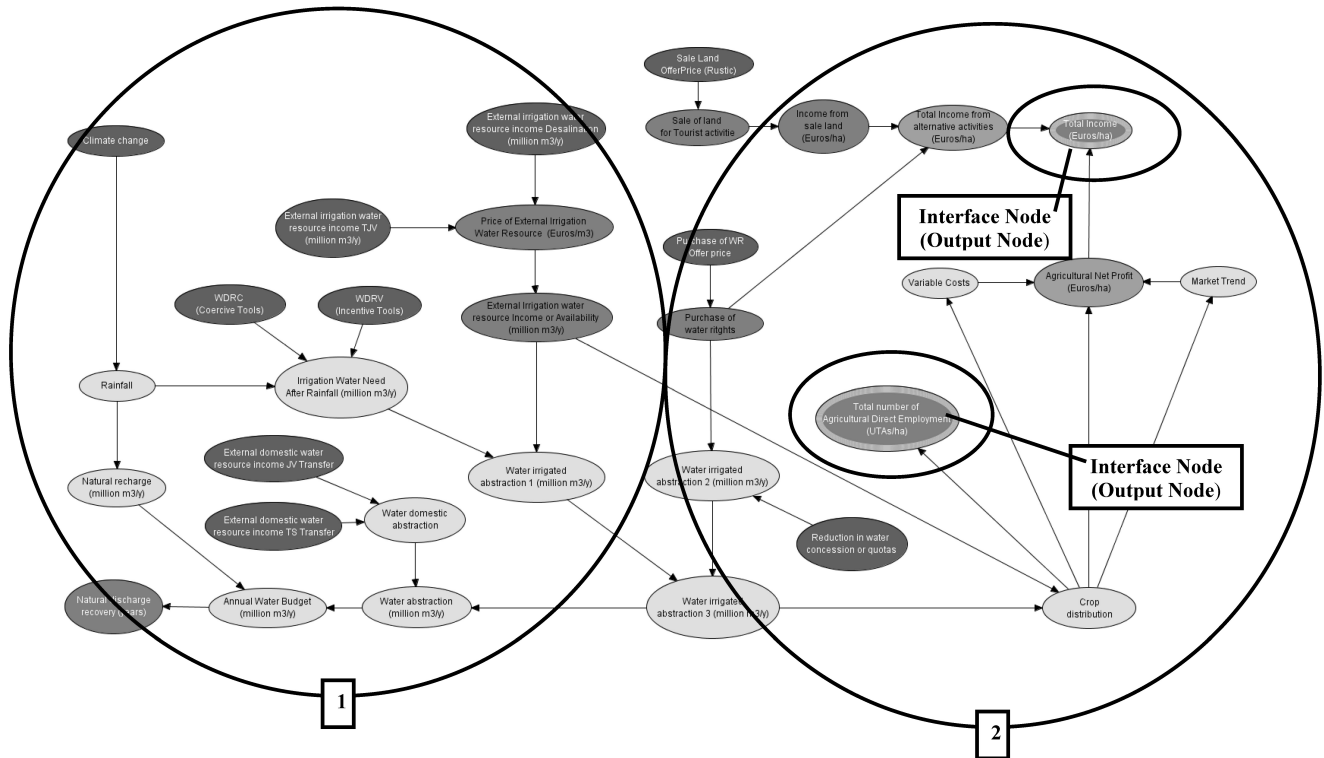


Fig. 2 Bayesian network structure for every aquifer: (1) Hydrogeological part, (2) Socio-economic part.

### EMO Application (Linked with OOBN model)

The main reason for coupling between the Evolutionary Multi-Objective tool and the OOBN model is to improve reasoning in an OOBN based on optimisation. Finding an optimum solution for a simple belief network with a small number of control variables and no conflict of interest between different stakeholders, is a relatively easy task. However, belief networks for environmental systems are usually large and complicated with numerous conflicting objectives such as the problem under study in this paper. In this work, a Pareto efficient set of policy options is generated using an optimisation technique. In cases where it is difficult to choose appropriate combinations of interventions, the states of key variables under the full range of management options are analysed by using multi-objective optimisation algorithms. This is done by coupling the OOBN with the optimisation tool. GANetXL tool has an Excel-based interface. The coupling between Bayesian belief network and evolutionary multiobjective optimisation tools was done by creating a macro for the Excel spread sheet. The optimisation tool generates the state variable values, which are presented in the Excel worksheet, which are then fed into the BBN model for each aquifer. Once the probability of all linked nodes has been updated by compiling the OOBN model, the objective function values are returned to the optimisation tool and the process is repeated.

## MCA application

The MCA technique has been the Weighted Summation (WS) method that is arguably the most simple and widely applied technique of MCA (Howard, 1991; Hajkowicz, 2006). In weighted summation all criteria are transformed onto a commensurate scale (0 to 1, where 1 represents greatest importance), multiplied by the score of every intervention then summed to attain overall utility. The MCA application begins with a definition of the main criteria considered for this study. All of them are representative indicators of the water matter for this case study. Stakeholders play a very important role in establishing these criteria. Once criteria are well defined, a level of priority is assigned to them by different type of stakeholders, in a 1–10 scale. After this, the average value of priority belonging to every criterion is calculated. Finally, the weight of every criterion is estimated, by dividing the average priority of every criterion by the sum of all criteria priority averages. The criterion weight is calculated in a 1–10 scale. At this point, every criterion has a weight assigned that takes into account the interests of all the stakeholders.

On the other hand, some water management interventions proposed for this study are characterized here by assigning them a score which measures the nature and intensity of the impact on every criterion. Finally, the criterion weight is multiplied by the score, and the weighted value is obtained for every water management intervention. Now it is possible to compare them, in order to check what the best or the worst one is, in general terms.

## RESULTS

The results from the OOBN application are expressed in probabilistic terms for each aquifer, as well as for the overall system (Table 1). The results under current conditions (first scenario BAU) for the overall system show that the total income is most likely to fall between 1000 and 5000 €/ha (82.5%) with a only a remote chance (0.1%) that it might exceed 10 000 €/ha. Likewise, there is a 94.4% possibility of obtaining between 0.1 to 0.3 of agricultural employments per hectare and per year. Under existing conditions the probability for any aquifer to recover to the natural state is extremely low; on the other hand, if the water management interventions are carried out to the extreme, recovery becomes more likely, but the practical problems of implementation would mount.

For the second scenario (IWMI), it has adopted the most realistic set of actions for each intervention, based on the results obtained from discussion with all key stakeholders. The impact of interventions on the socio-economic variables in the system is not strong (Table 1). This is for two main reasons: (1) extreme measures have not been considered, only those that in the eyes of stakeholders seem reasonable, (2) most of the crops in the area are trees that cannot be changed on a year to year basis. Since the present networks only consider a time period of one year the impact of changing crops cannot be simulated. To effect a drastic change in socio-economic variables in the timescale being considered would require the implementation of extreme actions including the application of multiple interventions simultaneously. But of course these types of action are not practical in reality. In the shorter term it is not realistic to consider restoring these aquifers to their natural state; even in the longer term, full recovery is unlikely ever to be achieved. Moreover, under existing conditions it does not even seem possible to stabilise the water tables at their current levels to prevent further long term drawdown.

The EU WFD sets a deadline to achieve the good qualitative and quantitative status of water (2015). For this situation, the model is forced to run under these conditions and the results are presented as follows (third scenario: Water Balance Equilibrium). To get the acceptable qualitative status by the year 2015 would be impossible because of the huge economic impact. Thus, the cost of reaching this equilibrium in water balance (third scenario) is estimated to be 35 million €/year, in terms of loss of Agricultural Net Margin or 120 million €/year in terms of “lost profits”. In addition, it is also very difficult to carry out, not even with the two extensions (year 2027).



**Table 1** Probabilistic results from OOBN application.

STATES	OBJECTIVE LIKELIHOOD												
	Natural discharge recovery (%)		Agricultural Net Profit (%) (interval in euro/ha)			Total Income (%) (interval in euro/ha)				Number of agric. Employ (%) (interval in emp/ha)			
	Yes	No	0–1000	1000–5000	5000–10000	0–1000	1000–5000	5000–10000	10000–20000	0–0.1	0.1–0.3	0.3–0.4	
ASCOY-SOPALMO	BAU	0.0	100.0	7.3	77.3	15.4	5.0	72.6	21.9	0.6	0.0	0.0	100.0
	EIWRI (irrigation)	0.0	100.0	7.5	72.8	19.8	5.0	69.3	25.0	0.7	0.7	0.0	99.3
	PWR	0.0	100.0	8.5	73.8	17.7	5.0	69.8	24.5	0.7	1.6	0.0	98.5
	RWR	0.0	100.0	10.0	73.0	17.0	6.4	70.3	22.7	0.6	3.2	0.0	96.8
	WDR	0.0	100.0	17.0	68.8	14.1	10.2	69.4	19.8	0.5	10.6	0.0	89.4
	WB Equilibrium	100.0	0.0	82.8	14.1	3.0	39.7	55.6	4.6	0.1	81.9	0.0	18.1
SERRAL-SALINAS	BAU	3.3	96.7	11.7	87.6	0.7	7.1	80.8	12.1	0.0	30.0	70.0	0.0
	EIWRI (irrigation)	3.9	96.1	13.5	82.2	4.4	7.9	77.4	14.5	0.2	30.3	64.6	5.1
	EDWRI (domestic)	11.6	88.4	11.5	84.5	4.0	6.9	78.4	14.5	0.2	28.9	66.5	4.6
	PWR	3.7	96.4	13.8	83.3	2.9	7.3	78.0	14.6	0.1	31.0	65.9	3.2
	RWR	3.7	96.3	14.5	82.8	2.7	8.5	78.3	13.2	0.1	31.6	65.5	2.9
	WDR	4.2	95.8	17.2	81.0	1.8	9.9	77.9	12.2	0.1	34.1	64.3	1.6
	WB Equilibrium	100.0	0.0	35.3	64.1	0.6	16.9	73.1	10.0	0.0	48.8	51.0	0.2
JUMILLA-VILLENA	BAU	8.8	91.2	4.4	91.9	3.7	3.3	81.3	15.2	0.2	0.0	100.0	0.0
	EIWRI (irrigation)	8.6	91.4	5.3	82.5	12.3	3.7	74.6	21.2	0.5	1.4	84.9	13.7
	EDWRI (domestic)	15.0	85.0	4.5	89.5	6.0	3.4	79.6	16.8	0.3	0.2	96.1	3.7
	PWR	8.5	91.5	6.8	87.7	5.5	4.0	78.4	17.4	0.3	2.6	94.4	3.0
	RWR	8.6	91.4	9.0	85.9	5.1	5.7	78.5	15.6	0.2	4.9	92.5	2.5
	WDR	8.8	91.2	14.0	82.5	3.5	8.2	77.9	13.8	0.1	10.1	89.7	0.2
	WB Equilibrium	100.0	0.0	31.9	62.5	5.6	15.2	70.7	13.9	0.3	28.9	66.4	4.8
CINGLA	BAU	0.7	99.3	52.2	47.8	0.0	27.7	66.1	6.3	0.0	30.0	70.0	0.0
	EIWRI (irrigation)	4.4	95.6	44.7	44.4	10.9	23.7	60.8	15.0	0.5	26.4	58.7	15.0
	EDWRI (domestic)	0.7	99.4	47.5	46.1	6.4	25.2	63.1	11.5	0.3	27.4	63.8	8.8
	PWR	3.3	96.7	49.6	45.5	4.9	24.1	65.0	10.7	0.2	29.5	63.8	6.7
	RWR	4.3	95.7	50.3	45.2	4.5	26.6	63.4	9.8	0.2	30.2	63.5	6.2
	WDR	12.6	87.4	56.5	43.0	0.5	29.9	64.1	6.1	0.0	36.7	62.6	0.7
	WB Equilibrium	100.0	0.0	62.4	31.6	6.0	29.5	60.5	9.7	0.3	49.2	42.5	8.3
OVERAL SYSTEM	BAU	NOT APPLICABLE					0.6	82.5	16.8	0.1	1.5	94.4	4.0
	EIWRI (irrigation)						0.5	75.8	23.4	0.3	1.3	90.3	8.4
	EDWRI (domestic)						0.6	78.6	20.7	0.2	1.3	92.2	6.5
	PWR						0.6	78.6	20.7	0.2	1.9	92.6	5.6
	RWR						0.7	80.6	18.5	0.1	2.3	92.4	5.2
	WDR						1.1	83.7	15.1	0.1	4.4	92.3	3.3
	WB Equilibrium						3.2	86.9	9.9	0.1	24.7	74.5	0.7

The results indicate that the EMO has the potential to find Pareto efficient solutions for the complicated case under study. It can be concluded, based on the generated results on the pay-off surface, that three groups of management options can be identified as follows:

- (1) Minor interventions: this scenario means management as usual. Under this scenario the total income from all aquifers is most likely to fall within the range of 1000–5000 (€/ha). The chance of total recovery for all aquifers is very low. There is high probability that the total number of agricultural direct employment will be more than 0.1 employees per hectare per year.

- (2) Major interventions: this scenario means sustainable management of aquifers. Under this scenario the total income from all aquifers is most likely to fall within the range of 0–5000 (€/ha). The chance of total recovery for aquifers SS and Cingla are high while the AS and JV aquifers have a very low chance to ever recover. There is high probability that the total number of agricultural direct employment will be less than 0.3 employees per hectare per year.
- (3) Compromise solutions which represent balance between the three objectives: With this option the chance of achieving full aquifer recovery is lower than the second scenario. Under these management options, the total income from all aquifers is most likely to fall in the range of 1000–5000 (€/ha). There is high probability that the total number of agricultural direct employment will be more than 0.1 employees per hectare per year.

The first and second scenarios evaluated in OOBN application are only simulated by Multicriteria Analysis. The unique difference is for the intervention “External Irrigation Water Resource Income” (EIWRI), because, here, this intervention is evaluated by two ways depending on the water source (from desalination and from Júcar-Vinalopó basin transfer). These interventions are compared with the rest by the weighted value. Thus, the best intervention, in general terms is the “External Domestic Water Resource Income” (EDWRI), followed by the “Water Demand Reduction” (WDR). The worst intervention is the “Reduction of Water Rights” (RWR).

Finally, the probabilistic results have been changed into numerical results, in order to quantify the impacts of each intervention or scenario in a numerical way and make the results more understandable, and a cost-benefit analysis has been made (Table 2). The cost of stabilizing the water budget by balancing the recharge and the abstraction (third scenario) for the whole water system is estimated as 35 million €/year in terms of Loss of Agricultural Net Margin and 120 million €/year in terms of lost profits. In addition, the benefit of every intervention was measured in terms of the amount of water saved from the aquifer. In other words, every intervention palliates over-exploitation, to a greater or lesser extent, in terms of reducing the groundwater abstraction.

**Table 2** Cost-Benefit analysis for the three water management scenarios.

Scenarios	Description	Total cost (mill €/year)	Benefit (hm <sup>3</sup> /year)	Rate (€/m <sup>3</sup> )	Economic evaluation method
S1-BAU	Current Conditions	0	0	0	–
S2-IWMA	WDR	47	45	1.05	“Lost profits”
	EIWRI	14	43	0.32	Loss of Agricultural Net Margin (From desalinated water)
		1	20	0.05	Loss of Agricultural Net Margin (From JV transfer)
S3-WBE	PWR	16	9	2.20	“Lost profits”
	EIWRI	35	111	0.32	Loss of Agricultural Net Margin (From desalinated water)
	PWR	120	111	1.03	“Lost profits”

BAU (Business As Usual); IWMA (Individual Water Management Actions); WBE (Water Balance Equilibrium; as WFD requirement of quantitative good states of water masses); WDR (Water Demand Reduction); EIWRI (External Irrigation Water Resource Income); PWR (Purchase of Water Rights); JV transfer (Júcar-Vinalopó transfer). Benefit in amount of water saved from the aquifer.

## CONCLUSIONS

This study proposes the application of three different DSS for tackling studies about integrated groundwater management. This application has been carried out under a methodology which is aimed to be applied in any water system supplied by groundwater, and it is made up of various stages. It is important to take into account that each case study will have its specific features but it will be always necessary to follow these stages. In this research, it was applied in a real problem of

intensive exploitation of groundwater on an area of southeast Spain. The results from the sectorial studies allow us to understand much better the functioning of the whole water system from many points of view (hydrogeological, socio-economic, legal, etc.). Thus, it is interesting to note that the current cost of extracting groundwater (about 0.17 €/m<sup>3</sup>) is about 3–4 times lower than the price of desalinated water (as supplied at sea level), which is one reason why farmers will continue making use of groundwater while reserves hold out. On the other hand, prices currently being quoted for water obtained from the Júcar-Vinalopó transfer scheme are around 0.21 €/m<sup>3</sup>. Thus, prices for new sources of water tend to be higher than the present cost of extracting groundwater, and so if incentives are not provided for a substitution policy it is unlikely that management alternatives will find favour. Agricultural profitability, at present, is not threatened by the cost of water, but rather by market prices for crops, which tend to be highly unstable from one year to the next. Furthermore, the fact that a total reduction in reserves of some 3000 million m<sup>3</sup> has already occurred means that the timescale for restoring the levels of a natural regime within the aquifers, if pumping ceased entirely is very extensive; it would require some 25 years for the Cingla aquifer, 47 years for Jumilla-Villena, 83 years for Serral-Salinas and 256 years for Ascoy-Sopalmo.

A real water management in the area is proposed through three scenarios and this paper provides the results generated by the application of different DSS techniques. The first scenario assumes the continuity of the present situation, which would lead to the physical exhaustion of water reserves in the aquifers and would have a negative influence on the development model for the region. Every intervention included in the second scenario would also imply a change in the productive system, and requires us to assess the adaptive capabilities of the local population. Finally, in the third scenario, the requirement of reaching the equilibrium of water balances of the aquifers will generate very strong impacts on the different socio-economic variables. Thus, the WFD's deadline for getting the good qualitative and quantitative status of water for 2015 is impossible to carry out by then, not even with the two extensions (year 2027).

The present study has highlighted certain key factors to understanding the reality that the intensive exploitation of groundwater generates both positive and negative impacts, which need to be considered in an integrated way. Moreover, the analysis and employment of aquifers bearing in mind a historical perspective, may justify their intensive exploitation for a specific period of time, so that subsequently, with the wealth thus generated, and with the productive system in a more mature condition, the benefits obtained may be reinvested to restore the aquifers to their original state.

All these DSS techniques offer approaches for evaluating water management interventions. The application of different DSSs in the same study can build an accurate knowledge model for helping managers to take a decision or to address the water policy. The OOBN technique is very useful for reproducing complex water system structures because it is very flexible. This structure is designed by all the stakeholders and it incorporates the real perception of them. This DSS also incorporates a lot of data and it has plenty of possibilities of water managing scenarios. The results can help managers to evaluate different water policies. The weakness of OOBN is the way the technique shows the results. Thus, the probabilistic distributions are not too understandable for the local stakeholders or non-expert audience. On the other hand, EMO application shows a set of non-dominated Pareto optimal management solutions. One of the most important strengths of this technique is the ability to generate a set of optimum management solutions that cope with the restrictions previously established. Another advantage is the possibility for making the linkage with OOBN models. This makes the DSS based on OOBN very robust and reliable. Finally, the MCA analysis also incorporates the stakeholders' opinion and it is able to offer the best and the worst interventions.

**Acknowledgements** This study has been funded by the Geological Survey of Spain (IGME) under its research and educational programme. The authors gratefully acknowledge the interest and economic support from Euro-Mediterranean Water Institute (Murcia Region, Spain), aimed to the continuation and future development of these research lines. The authors also gratefully acknowledges the contributions of the following people and organizations: Muriel Bonjean from

Oxford University Centre for the Environment (OUCE), for her suggestions; Spanish, Danish and English partners of the NEWATER project, for their cooperation with Geological Survey of Spain (IGME) and with this research; the OUCE for its great support during the academic visit of the first author; Segura River Basin Authority (CHS) for its cooperation with the IGME, and finally, all the stakeholders who have collaborated in this research.

## REFERENCES

- Belton, V. & Stewart, T. J. (2002) *Multiple Criteria Decision Analysis – An Integrated Approach*. Kluwer Academic Publishers, London, UK.
- Bromley, J. (2005) Guidelines for the use of Bayesian networks as a participatory tool for water resource management, based on the results of the MERIT project. Centre for Ecology and Hydrology, Wallingford, UK.
- Bromley, J., Jackson, N., Clymer, O., Giacomello, A. & Jensen, F. (2005) The use of Hugin to develop Bayesian Network as an aid to integrated water resource planning. *Environ. Modell. Softw.* **20**, 231–242.
- Buchanan, B. G. & Shortliffe, E. H. (1984) *Rule-Based Expert Systems: the Mycin Experiments of the Stanford Heuristic Programming Project*. Addison-Wesley, Reading, UK.
- Cain, J. (2001) Planning improvements in natural resources management. Centre for Ecology and Hydrology, Wallingford, UK.
- Chowdhury, R. K. & Rahman, R. (2008) Multicriteria decision analysis in water resources management: the malnichara channel improvement. *Int. J. Environ. Sci. Tech.* **5**(2), 195–204.
- Clemen, R. T. (1996) *Making Hard Decision: An Introduction to Decision Analysis*. Duxbury Press, Wadsworth Publishing Company, New York, USA.
- Deb, K., Agrawal, S., Pratap, A. & Meyarivan, T. (2000) A fast and elitist multi-objective genetic algorithm: NSGA-II. Technical Report 200001. Indian Institute of Technology, Kanpur Genetic Algorithms Laboratory (KanGAL), Kanpur, India.
- Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal 327, 2000. European Commission, Brussels, Belgium.
- Dodgson, J., Spackman, M., Pearman, A. & Phillips, L. (2000) *Multi-Criteria analysis: An annual*. Department of the Environment, Transport and the Regions, London, UK. <http://www.odpm.gov.uk/about/multicriteria/index.htm>.
- Farmani, R., Savic, D. & Walters, G. A. (2005) Evolutionary multi-objective optimisation in water distribution network design. *J. Engng Opt.* **37**(2), 167–183.
- Farmani, R., Walters, G. A. & Savic, D. (2005) Trade-off between total cost and reliability for Anytown water distribution network. *J. Water Res. Pl-ASCE*. **131**(3), 161–171.
- Farmani, R., Walters, G. A. & Savic, D. (2006) Evolutionary multi-objective optimization of the design and operation of water distribution network: total cost vs. reliability vs water quality. *J. Hydrol.* **8**(3), 165–179.
- Farmani, R., Abadia, R. & Savic, D. (2007) Optimum design and management of pressurised branched irrigation networks. *J. Irrig. Drain. E-ASCE*. **133**(6), 538–547.
- Farmani, R., Henriksen, H. J. & Savic, D. (2009) An evolutionary Bayesian belief network methodology for optimum management of groundwater contamination. *Environ. Modell. Softw.* **24**, 303–310.
- Figueira, J., Salvatore, G. & Ehrgott, M. (eds) (2005) *Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys*. Springer, New York, USA.
- GANetXL, (2007) <http://www.projects.ex.ac.uk/cws/ganetxl> (last visited May 2007).
- Hajkovicz, S. A. & Higgins, A. (2008) A comparison of multiple criteria analysis techniques for water resource management. *Eur. J. Oper. Res.* **184**, 255–265.
- Hayashi, K. (2000) Multicriteria analysis for agricultural resource management: A critical survey and future perspectives. *Eur. J. Oper. Res.* **122**, 486–500.
- Herath, G. (2004) Incorporating community objectives in improved wetland management: the use of the analytic hierarchy process. *J. Environ. Manage.* **70**(3), 263–273.
- Hobbs, B. F. & Meier, P. (2000) *Energy Decisions and the Environment: A Guide to the Use of Multicriteria Methods*. Kluwer Academic Publishers, London, UK.
- Hostmann, M., Borsuk, M., Reichert, P. & Truffer, B. (2005) Stakeholder values in decision support for river rehabilitation. *Large Rivers* **15**(1–4), 491–505.
- Jensen, F. V. (1996) *An Introduction to Bayesian Networks*. UCL Press, London, UK.
- Jensen, F. V. (2001) *Bayesian Network and Decision Graphs*. Department of Computer Science, Aalborg University, Aalborg, Denmark.
- Koller, D. & Pfeffer, A. (1997) Object-oriented Bayesian networks. In: *Proc. of the Thirteenth Annual Conference on Uncertainty in Artificial Intelligence (UAI-97)* (Providence, Rhode Island, USA).
- Lahdelma, R., Salminen, P. & Hokkanen, J. (2000) Using multicriteria methods in environmental planning and management. *Environ. Manage.* **26**(6), 595–605.
- Marttunen, M. & Suomalainen, M. (2005) Participatory and multi objective development of water course regulation creation of regulation alternatives from stakeholders' preferences. *J. MultiCri. Dec. Anal.* **13**(1), 29–49.
- Molina, J. L., García-Aróstegui, J. L., Benavente, J., Varela, C., De la Hera, A. & López-Geta, J. A. (2009) Aquifers overexploitation in SE Spain: A proposal for the integrated analysis of water management. *Water Resour. Manage.* (in press).
- Pohekar, S. D. & Ramachandran, M. (2004) Application of multicriteria decision making to sustainable energy planning – A review. *Renew. Sust. Energ. Rev.* **8**, 365–381.
- Roy, B. (1996) *Multicriteria Methodology for Decision Aiding*. Kluwer Academic Publishers, London, UK.
- Sapher, G. (1976) *A Mathematical Theory of Evidence*. Princeton University Press, Princeton, USA.

- Stevens, L. (1984) *Artificial Intelligence. The Search for the Perfect Machine*. Hayden Book Company Hasbrouck Heights, New York, USA.
- Weidl, G., Madsen, A. L. & Israelson, S. (2005) Applications of object-oriented Bayesian networks for condition monitoring, root cause analysis and decision support on operation of complex continuous processes. *Comput. Chem. Engng* **29**, 1996–2009
- World Commission on Environment and Development (1987) *Our Common Future*. Oxford University Press, Oxford, UK.

# ANEXO I

Versión: 19 de junio de 2009

## **PROYECTO: MODELIZACIÓN HIDROLÓGICA EN ZONAS SEMIÁRIDAS**

**ACTIVIDADES PARCIALMENTE INCLUIDAS EN EL: CONVENIO ESPECÍFICO DE COLABORACIÓN ENTRE LA FUNDACIÓN INSTITUTO EUROMEDITERRÁNEO DEL AGUA Y EL INSTITUTO GEOLOGICO Y MINERO DE ESPAÑA PARA "CUANTIFICACIÓN DE LOS COMPONENTES DEL FLUJO SUBTERRÁNEO Y RECARGA EN ACUÍFEROS EN ZONAS SEMIÁRIDAS, Y ANÁLISIS INTEGRADO DE RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÁNEOS: CUENCA DEL SEGURA**

### **Asunto: Visita de campo y jornada técnico-científica**

#### **MEETING TITLE: GROUNDWATER RESEARCH IN SEMI-ARID ZONES**

**Lunes 22 de junio:** Itinerario hidrogeológico por el Campo de Cartagena-Mar Menor

**Martes 23 de junio:** Taller de trabajo y reuniones de colaboradores

---

#### **LUNES 22 DE JUNIO. Visita al Campo de Cartagena**

##### Horario:

- 09:30 Salida
- 10:00 Venta de la Virgen. Afloramientos de materiales de borde del Campo de Cartagena. Reconocimiento hidrogeológico y problemática e incertidumbres relacionadas con los acuíferos.
- 10:45 Canal del Trasvase Tajo-Segura en el entorno de Cerro Gordo
- 11:15 Vista panorámica desde Cerro Gordo. Agricultura intensiva e infraestructuras del TTS.
- 11:45 Playa de la Hita. Reconociendo de zonas de descarga al Mar Menor
- 12:30 Visita a explotación agrícola en La Palma; planta desaladora, sondeos y salmueroductos
- 13:30 Rambla del Albujón-El Carmolí. Vertidos, drenajes.
- 14:30 Comida en Los Alcázares
- 17:30 Visita a la CR Campo de Cartagena: gestión de regadíos e infraestructuras

##### Asistentes previstos:

- Univ. Murcia: Melchor Senent, David Martínez, Paul Baudron, Juan Guerra, Angel García, Raquel Martínez, Angel
- IRD: Christian Leduc
- IGME: José Luis García-Aróstegui, Ramón Aragón, Jorge Hornero, Clemente Trujillo
- Univ. Granada: José Benavente
- Univ. Politécnica de Cataluña: Joaquín Jiménez
- Estación Experimental de Zonas Áridas (CSIC): Francisco Alcalá
- Instituto Euromediterráneo del Agua: M<sup>a</sup> José Castejón

**MARTES 23 DE JUNIO:** Taller de trabajo y reuniones para el desarrollo del proyecto. Jornada técnica sobre Investigación Hidrogeológica en Zonas Semiáridas: Casos de estudio en el área mediterránea

Horario:

- 10:00-10:30 Presentación de la jornada: F. Cabezas (IEA), M. Senent (UM), José Luis García-Aróstegui (IGME)
- 10:30-11:00 Presentación del IRD, experiencias en investigación en zonas semiáridas, casos de estudio en el Norte de África. Dr. Christian Leduc
- 11:00-11:30 Pausa Café
- 11:30-11:45. Experiencias sobre evaluación de la recarga en el Campo de Cartagena. Joaquín Jiménez (UPC)
- 11:45-12:00. Experiencia sobre evaluación de la recarga en Sierra de Gádor. Francisco Alcalá (EEZA)
- 12:00-12:15 Experiencias en investigación en lagunas litorales (Instituto del Agua, Universidad de Granada)
- 12:30-14:00 Debate
- 14:00. Comida

Asistentes:

- IEA, UM, IGME, IRD, EEZA, UPC, UGR

Tarde: Posibilidad de reuniones internas de los participantes

- Reuniones de los socios sobre posibles líneas de investigación y retos en materia de agua subterráneas, marcando prioridades y viabilidad de los proyectos.  
Ejemplos:
  - o Evaluación de la recarga
  - o Incertidumbres en los balances hídricos
  - o Explotación y sostenibilidad
  - o Sistemas de Soporte a la Decisión-Gestión óptima...





**Fundación  
Instituto Euromediterráneo  
del Agua**

## **ANEXO II**



Fundación  
Instituto Euromediterráneo  
del Agua

## AGENDA

### GROUNDWATER RESEARCH IN SEMIARID ZONES: NEW APPROACHES AND CASE STUDIES IN MIDDLE EAST AND SOUTHEAST OF SPAIN

Murcia, 29 de enero de 2010

#### Presentación

Las zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas están en expansión y representan más del 30% de la superficie terrestre, incluyendo dos terceras partes de países referentes como España e Israel. En estas zonas, la disminución de la disponibilidad de agua relacionada con unas demandas crecientes y un deterioro progresivo de la calidad suponen un desafío internacional de compleja resolución y un factor limitante para el bienestar de la población. Actualmente, se estima que una quinta parte de la población mundial carece de acceso a las fuentes de agua potable, con una estrecha relación entre escasez de agua y pobreza. La disponibilidad de agua se hará más crítica en el futuro cuando el crecimiento de la población en regiones secas supere las de las húmedas. En estas regiones, los recursos hídricos superficiales son por lo general muy escasos y altamente variables, con el resultado de que las aguas subterráneas suelen constituir la principal fuente de suministro y de fácil acceso. El incremento de la explotación por bombeo frente a unos recursos de agua limitados dan como resultado una crítica situación de los acuíferos en los que gran parte de las aguas subterráneas extraídas en estas regiones corresponden a aguas con una muy baja tasa de renovación. La gestión sostenible de estos acuíferos con el objetivo de satisfacer las necesidades humanas y las demandas de los ecosistemas requiere la mejora del conocimiento de su funcionamiento a menudo complejo con estimaciones precisas de los recursos, reservas y la consideración del mayor número posible de aspectos que permitan la toma de decisiones tendentes a la sostenibilidad.

Desde hace tiempo han sido establecidos los paralelismos entre la España mediterránea e Israel respecto a las condiciones climáticas que han derivado en similares problemas de escasez de agua con grandes similitudes. Asimismo, la búsqueda de soluciones (trasvases, desalación, reutilización, recarga artificial, explotación de reservas subterráneas, etc...), y las controversias surgidas parecen haber seguido caminos con ciertas similitudes. En el caso de Israel, la necesidad de atender demandas crecientes de agua (70% de origen subterráneo), ligadas al aumento de población y nivel de vida, la delicada situación geopolítica y la existencia de cuencas hidrográficas y acuíferos transfronterizos, supone uno de los retos de futuro del propio país. En España, desde hace años, el problema de la escasez de agua trasciende a nivel internacional y continúa en el centro del debate político nacional, especialmente, en las regiones del este y sureste español. En los aspectos exclusivamente relacionados con las aguas subterráneas, la sobreexplotación de acuíferos en casos como la cuenca del Segura constituye el principal problema medioambiental con una difícil y costosa resolución. Se estima que el vaciado de reservas subterráneas en la cuenca del Segura supera los 8 km<sup>3</sup>, cifra que puede considerarse la mitad del valor para el conjunto del Estado.



Fundación  
Instituto Euromediterráneo  
del Agua

## Objetivos

En el marco del Convenio de colaboración suscrito entre el Instituto Geológico y Minero de España y la Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua, se ha considerado conveniente impulsar los contactos con investigadores de Israel y Reino Unido, especialistas en investigaciones en recursos hídricos en zonas semiáridas. En particular, uno de los métodos que conviene explorar es el Mixing Cell Model desarrollado por el profesor Eilon Adar (Israel), para la evaluación cuantitativa de sistemas de flujo subterráneo y fuentes de recarga a partir de datos hidroquímicos e isotópicos ambientales acoplados a un modelo de flujo; este modelo puede proporcionar un conocimiento adicional fiable especialmente interesante en casos de complejidad estructural y escasez de información hidrogeológica. Por otro lado, la colaboración previa mantenida con el profesor John Bromley (Reino Unido), se ha centrado en temas relacionados con el desarrollo de un Sistema Soporte a la Decisión basado en métodos probabilísticos (Redes Bayesianas de Objetos Orientados), que permite incorporar la incertidumbre y simular diferentes alternativas de gestión hídrica teniendo en cuenta la cuantificación de aspectos tales como los socioeconómicos, hidrogeológicos, ambientales, políticos y legales, así como la participación activa de los grupos de interés (stakeholders) en los datos que alimentan al sistema y en su estructura; la aplicación actual al caso de estudio (Altiplano de Murcia) se caracteriza en el uso fundamentalmente basado en recursos hídricos subterráneos no renovables, donde la escasez y los aspectos socioeconómicos adquieren particular importancia.

En definitiva, el objetivo básico de este encuentro radica en la oportunidad de impulsar lazos de cooperación científica internacional y transmitir otros enfoques para la mejora del conocimiento de los recursos hídricos en climas semiáridos, lo que resulta fundamental en la planificación y de cara a decidir las opciones de sostenibilidad. Ésta última debe ser analizada y cuantificada mediante sistemas soporte a la decisión que puedan incorporar no sólo la dimensión hidrológica con el mayor conocimiento posible sino también las implicaciones socioeconómicas y, en su caso, ambientales, legales e institucionales. La aplicación de todo ello cobra especial interés en sistemas sometidos a fuertes presiones como son los casos de las zonas áridas y semiáridas.

Por todo ello, entre los días 25 y 27 de enero de 2010 se pretende desarrollar actividades dirigidas a distintos interlocutores y foros, centradas en la visita de los investigadores antes citados para presentarles la problemática hídrica de la región de Murcia, las oportunidades fundamentalmente en el ámbito de la investigación hidrogeológica y las posibilidades de colaboración en proyectos conjuntos.



Fundación  
Instituto Euromediterráneo  
del Agua

## PROGRAMA DE VISITA (AGENDA)

### LUNES 25 DE ENERO (Mañana) / MONDAY 25 th JANUARY (Morning)

---

Reunión científica sobre hidrogeología en zonas semiáridas para la identificación de líneas estratégicas de investigación. Lugar: Instituto Euromediterráneo del Agua

Academic meeting about hydrogeology in semiarid regions for the identification of strategic research lines. Place: Instituto Euromediterráneo del Agua

10:45 h. Presentación

11:00 h. **“Groundwater research in semiarid zones: Examples from the Middle East”**. Prof. Eilon Adar (Director. Zuckerberg Institute for Water Research, Ben-Gurion University of the Negev, Israel. <http://w3.bgu.ac.il/ziwr/>).

11:30 h. **“Integrated water resources management: new approaches and methods”**. Prof. John Bromley (University of Oxford Centre for Water Research, United Kingdom. <http://ocwr.ouce.ox.ac.uk/>)

12:00 h. Presentación de líneas de investigación principales de organismos locales de investigación hidrogeológica (aprox. 10 minutos por participante): IEA, IGME, INUAMA-UM, UPCT, CEBAS, IMIDA, UGR, UAL, UPC.

13:00 h. Debate sobre las posibilidades de cooperación futura.

---

**Adar: Talk about 30 minutes long including brief comments about facilities of ZIWR (5 min) and MCM model and examples from Middle East**

**Bromley: Talk about 30 minutes long including brief comments about facilities of OUCE/OUCWR (5 min) and Integrated Management of Water Resources with examples in SE Spain**

### LUNES 25 DE ENERO (Tarde) / MONDAY 25 th JANUARY (Evening)

---

Reuniones institucionales.

Hora: 17:00 – 19:00 h.

Institutional meetings

Time: 17:00 – 19:00 h.



Fundación  
Instituto Euromediterráneo  
del Agua

## MARTES 26 DE ENERO / TUESDAY 26TH JANUARY

Curso breve sobre “Nuevos enfoques y métodos de investigación de recursos hídricos en zonas semiáridas”.

9:45 h. Presentación

10:00-13:00 h. “Modeling of complex hydrological groundwater systems: Examples from the Middle East”. Prof. Eilon Adar (Director. Zuckerberg Institute for Water Research, Ben-Gurion University of the Negev, Israel. <http://w3.bgu.ac.il/ziwr/>).

13:00 h. Pausa comida (Lunch)

14:30-17:00 h. “Integrated water resources management of overexploited hydrogeological systems using Object-Oriented Bayesian Networks” Prof. John Bromley (University of Oxford Centre for Water Research, United Kingdom), Dr. José Luis Molina González (Instituto Geológico y Minero de España)

Fecha /Date: martes 26 de enero de 2010

Lugar de impartición: Aula de informática de la Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua

Cuota ordinaria de inscripción: Gratuita.

Plazas limitadas: 25 (Admisiones por orden cronológico de solicitudes)

Información: Teléfono 968 899 851 Fax 968 832 510 [www.f-iea.es](http://www.f-iea.es)

Solicitud de inscripciones: [email\\_informacion@f-iea.es](mailto:email_informacion@f-iea.es), indicando el título del curso, NOMBRE Y APELLIDOS, DIRECCIÓN POSTAL, EMPRESA/ORGANIZACIÓN, EMAIL Y TELÉFONO.

Fecha límite: 24/enero/2010

Coordinador: José Luis García Aróstegui ([j.arostegui@igme.es](mailto:j.arostegui@igme.es))



Fundación  
Instituto Euromediterráneo  
del Agua

## MIÉRCOLES 27 DE ENERO / WEDNESDAY 27TH JANUARY

---

Visita de campo (9:30 to 18 h): “Recursos hídricos en el Campo de Cartagena: problemática y oportunidades de investigación”.

Field trip (9:30 to 18 h): “Water resources in Campo de Cartagena: problematic and research opportunities”

(Participación restringida)

Horario: Agenda:

- 09:30 Salida
- 10:00 Venta de la Virgen. Afloramientos de materiales de borde del Campo de Cartagena. Reconocimiento hidrogeológico y problemática e incertidumbres relacionadas con los acuíferos.
- 10:45 Canal del Tránsito Tajo-Segura en el entorno del Cabezo Gordo
- 11:15 Vista panorámica desde el Cabezo Gordo. Agricultura intensiva e infraestructuras del TTS.
- 11:45 Playa de la Hita. Reconociendo de zonas de descarga al Mar Menor
- 12:30 Visita a explotación agrícola en La Palma; planta desaladora, sondeos y salmueroductos
- 13:30 Rambla del Albuñón-El Carmolí. Vertidos, drenajes.
- 14:30 Comida (Lunch)
- 17:00 Visita a la CR Campo de Cartagena: gestión de regadíos e infraestructuras

## JUEVES 28 DE ENERO / THURSDAY 28TH JANUARY

---

In the morning: travel Murcia-Madrid by car (IGME) or by train; (still undecided)

## VIERNES 29 DE ENERO / FRIDAY 29TH JANUARY

---

Workshop in IGME-Madrid.

Adar: Talk of about 1 hour long including brief comments about facilities of ZIWR (10 min) and MCM model and examples in Middle East

Bromley: Talk of about 1 hour long including brief comments about facilities of OUCE/OUUCWR (10 min) and Integrated Management of Water Resources with examples in SE Spain

Discussion



**Fundación  
Instituto Euromediterráneo  
del Agua**

## **ANEXO III**

## COORDINACIÓN

CARLOS MARTÍNEZ NAVARRETE

DIRECTOR DE INVESTIGACIÓN EN RECURSOS GEOLÓGICOS

LORETO FERNÁNDEZ RUIZ

JEFA DEL ÁREA DE INVESTIGACIÓN EN RECURSOS HIDROGEOLÓGICOS

JOSÉ LUIS GARCÍA ARÓSTEGUI

ÁREA DE INVESTIGACIÓN EN RECURSOS HIDROGEOLÓGICOS

INSTITUTO GEOLÓGICO Y MINERO DE ESPAÑA

## INSCRIPCIÓN

GRATUITA.

## SOLICITUD DE ASISTENCIA

DEBERÁ FORMALIZARSE MEDIANTE CORREO ELECTRÓNICO A LA SECRETARÍA DEL ENCUENTRO:

- MARÍA CONSUELO HERNÁNDEZ, IGME  
mc.hernandez@igme.es  
TELÉFONO: +34 91 349 5936,

INDICANDO:

- NOMBRE Y APELLIDOS
- DEPARTAMENTO Y ÁREA (SOLICITANTES DEL IGME)
- ORGANISMO / EMPRESA (OTROS SOLICITANTES)

COORDINADOR GENERAL DE LAS JORNADAS **ID+iGME**:

MANUEL REGUEIRO GONZÁLEZ-BARROS

JEFE DEL ÁREA DE RELACIONES EXTERNAS Y TRANSFERENCIA, IGME

## ORGANIZA



INSTITUTO GEOLÓGICO Y MINERO DE ESPAÑA  
RÍOS ROSAS, 23 ~ 28003 MADRID  
www.igme.es

## COLABORA



# WORKSHOP Groundwater Research in Semiarid Zones: New Approaches and Case Studies in Middle East and Southeast of Spain.

29 de enero de 2010

LUGAR DE CELEBRACIÓN:

SALÓN DE ACTOS  
DE LA FUNDACIÓN GÓMEZ PARDO  
ALENZA, 1 ~ MADRID

J O R N A D A S 2 0 1 0

# ID+iGME

INVESTIGACIÓN DESARROLLO INNOVACIÓN  
INSTITUTO GEOLÓGICO Y MINERO DE ESPAÑA



## PRESENTACIÓN

Las zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas están en expansión y representan más del 30% de la superficie terrestre, incluyendo dos terceras partes de países referentes como España e Israel. En estas zonas, la disminución de la disponibilidad de agua relacionada con unas demandas crecientes y un deterioro progresivo de la calidad suponen un desafío internacional de compleja resolución y un factor limitante para el bienestar de la población. Actualmente, se estima que 1100 millones de los 6000 millones de la población mundial carece de acceso a las fuentes de agua potable, con una estrecha relación entre escasez de agua y pobreza. La disponibilidad de agua se hará más crítica en el futuro cuando el crecimiento de la población en regiones secas supere a las de las húmedas. En estas regiones, los recursos hídricos superficiales son por lo general muy escasos y altamente variables, con el resultado de que las aguas subterráneas suelen constituir la principal fuente de suministro y de fácil acceso. El incremento de la explotación por bombeo frente a unos recursos de agua limitados dan como resultado una crítica situación de los acuíferos en los que gran parte de las aguas subterráneas extraídas en estas regiones corresponden a aguas con una muy baja tasa de renovación. La gestión sostenible de estos acuíferos con el objetivo de satisfacer las necesidades humanas y las demandas de los ecosistemas requiere la mejora del conocimiento de su funcionamiento a menudo complejo con estimaciones precisas de los recursos, reservas y la consideración del mayor número posible de aspectos que permitan la toma de decisiones tendentes a la sostenibilidad.

Desde hace tiempo han sido establecidos los paralelismos entre la España mediterránea e Israel respecto a las condiciones climáticas que han derivado en problemas de escasez de agua con grandes similitudes. Asimismo, la búsqueda de soluciones (trasvases, desalación, reutilización, recarga artificial, explotación de reservas subterráneas, etc.), y las controversias surgidas parecen haber seguido caminos con ciertas similitudes. En el caso de Israel, la necesidad de atender demandas crecientes de agua (70% de origen subterráneo), ligadas al aumento de población y nivel de vida, la delicada situación geopolítica y la existencia de cuencas hidrográficas y acuíferos transfronterizos, supone uno de los retos de futuro del propio país. En España, desde hace años, el problema de la escasez de agua trasciende a nivel internacional y continúa en el centro del debate político nacional, especialmente, en las regiones del este y sureste español. En los aspectos exclusivamente relacionados con las aguas subterráneas, la sobreexplotación de acuíferos en casos como la cuenca del Segura constituye el principal problema medioambiental con una difícil y costosa resolución. Se estima que el vaciado de reservas subterráneas en la cuenca del Segura supera los 8 km<sup>3</sup>, cifra que puede considerarse la mitad del valor para el conjunto del Estado.

## PROGRAMA

- 09:45 h. Presentación.
- 10:00 h. “Modeling of complex hydrological groundwater systems: Examples from the Middle East”.
- Prof. Eilon Adar  
Zuckerberg Institute for Water Research, Ben-Gurion University of the Negev, Israel.  
<http://w3.bgu.ac.il/ziwr/>.
- 11:00 h. Pausa-Café.
- 11:30 h. “Integrated water resources management of overexploited hydrogeological systems using Object-Oriented Bayesian Networks”.
- Prof. John Bromley  
University of Oxford Centre for Water Research, United Kingdom.  
<http://ocwr.ouce.ox.ac.uk/>.
- 12:30 h. Mesa redonda con la participación de los ponentes.  
Modera:  
Dr. José Luis García Aróstegui  
Área de Investigación en Recursos Hidrogeológicos,  
Oficina del IGME en Murcia.
- 13:30 h. Clausura.

## OBJETIVO

En el marco del Convenio de colaboración suscrito entre el Instituto Geológico y Minero de España y la Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua (F-IEA), se ha considerado conveniente impulsar los contactos con investigadores de Israel y Reino Unido, especialistas en investigaciones en zonas semiáridas. En particular, uno de los métodos que conviene explorar es el Mixing Cell Model desarrollado por el profesor Eilon Adar (Israel), para la evaluación cuantitativa de sistemas de flujo subterráneo y fuentes de recarga a partir de datos hidroquímicos e isotópicos ambientales acoplados a un modelo de flujo; este modelo puede proporcionar un conocimiento adicional fiable especialmente interesante en casos de complejidad estructural y escasez de información hidrogeológica. Por otro lado, la colaboración previa mantenida con el profesor John Bromley (Reino Unido), se ha centrado en temas relacionados con el desarrollo de un Sistema Soporte a la Decisión basado en métodos probabilísticos (Redes Bayesianas de Objetos Orientados), que permite incorporar la incertidumbre y simular diferentes alternativas de gestión hídrica teniendo en cuenta la cuantificación de aspectos tales como los socioeconómicos, hidrogeológicos, ambientales, políticos y legales, así como la participación activa de los grupos de interés (stakeholders) en los datos que alimentan al sistema y en su estructura; la aplicación actual al caso de estudio (Altiplano de Murcia) se caracteriza en el uso fundamentalmente basado en recursos hídricos subterráneos no renovables, donde la escasez y los aspectos socioeconómicos adquieren particular importancia.

En definitiva, el objetivo básico de este encuentro radica en la oportunidad de impulsar lazos de cooperación científica internacional y transmitir otros enfoques para la mejora del conocimiento de acuíferos en climas semiáridos, lo que resulta fundamental en la planificación y de cara a decidir las opciones de sostenibilidad. Ésta última debe ser analizada y cuantificada mediante sistemas soporte a la decisión que puedan incorporar no sólo la dimensión hidrogeológica con el mayor conocimiento posible sino también las implicaciones socioeconómicas y, en su caso, ambientales, legales e institucionales. La aplicación de todo ello cobra especial interés en sistemas sometidos a fuertes presiones como son los casos de las zonas áridas y semiáridas.