

LAS AGUAS SALOBRES. UNA ALTERNATIVA AL ABASTECIMIENTO EN REGIONES SEMIÁRIDAS

J.A. López Geta¹ y M. Mejías Moreno¹

¹ *Instituto Geológico y Minero España*

RESUMEN

La utilización de técnicas de desalación, tanto de recursos salobres como de agua de mar, constituye en determinadas circunstancias una solución a la escasez sistemática de recursos hídricos en algunas zonas. En España la desalación de agua alcanza actualmente unos 220 hm³/año, de los que 127 hm³/año corresponde a la desalación de agua salobre y 93 hm³/año a agua de mar. Del total de agua desalada un 72% se utiliza para uso urbano e industrial y el resto para regadío.

El desarrollo de las técnicas de desalación, y especialmente aquellas que requieren un menor consumo energético y mayor eficacia, han contribuido a mejorar el rendimiento de las operaciones de desalación y a un menor coste de producción, lo que ha incidido en considerar las aguas desaladas como una alternativa más.

Los recursos hídricos susceptibles de desalación pueden tener básicamente dos orígenes: agua de mar o agua subterránea salinizada; estas últimas pueden proceder de acuíferos costeros en contacto directo con el mar y de acuíferos aislados del mismo.

No existe en la actualidad en España, un inventario de las estructuras geológicas que almacenan aguas salobres y que sean susceptibles de aprovechamiento. Es por tanto una tarea que debería acometerse. La disponibilidad de esta información podría resolver algunos de los problemas de escasez existentes en determinadas zonas.

La extracción de las aguas salobres disponibles en un acuífero, si no se dispone de un conocimiento suficiente del mismo, y de una adecuada programación de bombeos puede dar lugar a graves problemas de deterioro de su calidad natural. Este caso puede darse tanto en acuíferos conectados con el mar como no: así, unas extracciones mal planificadas pueden incrementar los procesos de disolución de formaciones salinas, o el avance no controlado de la interfaz

Palabras clave: **desalación, hidrogeológica, salobres, ósmosis.**

ABSTRACT

The use of technical of desalination, for both brackish groundwater and sea water, it constitutes in some circumstances a solution to the systematic scarcity of water resources in some areas. In Spain, the desalination of brackish and sea water reaches at present about 220 hm³/año, of those 127 hm³/año coming from desalted brackish water and the rest of desalted sea water. Of this amount the 72% is used for urban and industrial consumption and the remainder for irrigable.

The evolution of the desalting plants and especially the development of technologies energily more efficient as the reverse osmosis, it has improved the performance of operation and the water costs, making that the global profitability of the water desalination is increased in a continuous way.

The desalted water can have basically two origins sea water and brackish groundwater; this last can come from coastal aquifers in hydraulic contact with the sea and isolated aquifers of the sea.

The characterization and evaluation of brackish water presents basically the same lines and methods that those of any other study of groundwater supplies, although with some particularities in certain phases of its hydrogeological characterization.

INTRODUCCIÓN

La escasez de agua que existe en diversas zonas de España, tiene su origen en la irregular distribución de las precipitaciones en el territorio y su desigual reparto a lo largo del año, con una gran variabilidad interanual. Así, por citar algunos ejemplos, la precipitación media en la *España húmeda* alcanza valores de 1500 mm anuales; mientras en zonas del interior de la península, como la cuenca alta del Guadiana, la precipitación media anual es de unos 500 mm y en algunas áreas del sureste español no llega a los 200 mm. En las Islas Canarias se sitúa en torno a los 300 mm /año.

Es frecuente la coincidencia de áreas con valores mínimos de precipitación con la presencia de una población turística importante y con máximos requerimientos de agua para regadíos. Esta situación produce, en ciertas zonas del arco mediterráneo y áreas insulares, un déficit hídrico estructural que se agrava en períodos de sequía.

Para cubrir las necesidades de agua, tanto para abastecimiento urbano, regadío, industria o requerimientos medioambientales, se han utilizado tradicionalmente las aguas superficiales y subterráneas reguladas respectivamente mediante presas y captaciones subterráneas (pozos, sondeos, etc). Sin embargo, ni la regulación superficial ni el aprovechamiento de las aguas subterráneas, se han mostrado suficientes para poder afrontar las necesidades hídricas que con cierta regularidad se produce en algunas áreas sobre todo en períodos de marcado déficit hídrico.

De entre las diferentes alternativas que pueden contribuir a subsanar ese déficit (incremento de la regulación de las aguas superficiales y subterráneas), la desalación tanto de aguas salobres como del mar, puede ayudar a subsanar este problema, sobre todo en zonas costeras donde la demanda turística y de regadío precisan de caudales importantes en épocas muy determinadas en el tiempo; así mismo puede considerarse como una práctica que puede llevar aparejado, como *valor añadido*, la mejora en la calidad del agua, o al menos constituir un sistema de explotación que no esquilma ni empobrece los recursos potables.

El uso de las aguas desaladas se circunscribe básicamente el abastecimiento humano, aunque cada vez se extiende más a la actividad agrícola, dada la creciente relación entre beneficio y coste. Las Islas Canarias son pioneras en su utilización y más recientemente en zonas del arco mediterráneo, en especial en las comunidades autónomas de Valencia, Andalucía y Región de Murcia.

La posible aplicación de la desalación a usos agrícolas, constituye una de las principales bazas de desarrollo de esta tecnología, así como una de las escasas posibilidades de mantener una producción agrícola, siempre que resulte rentable para el cultivo; es decir que los costes de producción de agua sean asumibles para su comercialización.

Su utilización puede evitar, en determinados casos, la aplicación para regadío de aguas con elevada salinidad, lo que produce un deterioro del patrimonio agrícola al ser necesarias cantidades en torno a un 20% superiores a la utilización de aguas de buena calidad. Así mismo, la utilización continua de aguas salobres para regadío en períodos de 3-4 años produce la pérdida de la plantación, el rendimiento llega a ser inferior al 50% con respecto al

regadío con agua de buena calidad y en general, se produce un empeoramiento en la calidad del suelo (Rubio, M., 1997).

Todos estos factores hacen que la utilización de las aguas desaladas deberían experimentar un incremento a corto y medio plazo y que se convierta en un complemento a alternativa en zonas donde no existen otros recursos hídricos disponibles.

El uso de aguas desaladas en España (MIMAM, 2000) se sitúa en unos 220 hm³/año, de los que 127 hm³/año corresponden a desalación de aguas salobres y 93 hm³/año a desalación de agua de mar. Del total un 72% se utiliza para satisfacer la demanda urbana abastecimiento urbano e industrial y el resto para regadío; esta previsto incrementar la desalación a corto y medio plazo, hasta unos 400 hm³/año, cifra que se verá probablemente superada por las iniciativas recogidas en el Plan Hidrológico Nacional.

España ocupa el primer lugar de la Unión Europea y el octavo del mundo en la producción de agua desalada, tanto salobre como de mar (MIMAM, 1998). Otros países con un importante componente de agua desalada son Arabia Saudí, Kuwait, U.S.A y Libia.

DESALACIÓN DE RECURSOS SALOBRES

Antecedentes

Sobre las técnicas de desalación existe abundante bibliografía por el contrario, son pocas las referencias relativas al uso de los acuíferos como medio de captación tanto del agua de mar como del propio acuífero.

En síntesis los procesos de desalación se pueden agrupar en:

1. Métodos que incluyen cambio de fase: evaporación súbita, compresión de vapor, etc.
2. Métodos que no precisan cambio de fase: ósmosis inversa, electrodiálisis, intercambio de iones, etc.

De esos métodos, la ósmosis inversa, que inicia su desarrollo a finales de los años 70, constituye en la actualidad la técnica más utilizada y parece que cuenta con las mejores perspectivas de desarrollo. Entre sus principales ventajas cabe destacar el mayor volumen de agua tratada y su coste más reducido. En España, según Cirera, M. y Shields, C.P. (1998), la capacidad total de las plantas desaladoras de agua de mar es superior a 350.000 m³/día.

El objetivo del sistema de ósmosis inversa es producir agua desalada, para ello el agua fuente se presuriza mediante bombas de alta presión al objeto de vencer la presión ósmotica. Una vez alcanzada la presión óptima para el tipo de membrana y recurso utilizado, el agua es conducida a los bastidores donde se encuentran las membranas en las que se produce el proceso de desalación. Un rango medio de operación para agua salobre estaría entre 14 kg/cm² y 28 kg/cm², mientras que para agua de mar oscilaría entre 60 kg/cm² y 70 kg/cm². (U.S. Bureau of Reclamation, 1996).

El rendimiento del proceso es muy variable y depende de muchos factores; puede llegar a valores en torno al 90%. En todo caso, el agua no desalada constituye el rechazo o salmuera residual, que, a diferencia del agua producto, tiene una presión de salida alta, susceptible de ser aprovechada energéticamente en la propia instalación. Este sistema de

recuperación es aplicado en general a plantas de ósmosis inversa de agua de mar, ya que el aprovechamiento de la energía residual sólo es posible con caudales elevados y presiones altas. Los rechazos de plantas de ósmosis inversa de aguas salobres suponen un 20 o 30% del caudal aportado (frente al 55 o 60% del agua de mar) y además, debido a las bajas presiones de operación, es difícil encontrar un sistema de recuperación que presente rendimientos aceptables (Rubio, M. *et al*, 1998).

Los constantes avances en el desarrollo de las membranas y su tecnología asociada han supuesto una mejora en el rendimiento y en los costes de explotación. Así mismo, los avances en los sistemas de recuperación de energía ha contribuido a un menor consumo energético y, por tanto, a la reducción del coste de desalación. (Cirera, M. y Shields, C.P., 1998).

La evolución de las plantas desaladoras de ósmosis inversa va estrechamente ligada al de las membranas. Así, las primeras membranas tenían un diámetro de 4 pulgadas y una capacidad de producción próxima a los 7 m³/día; en los años 80 comenzaron a desarrollarse plantas potabilizadoras con una capacidad en torno a 500 m³/día. Este tamaño ha ido creciendo con el tiempo, superándose actualmente los 100.000 m³/día.

La comparación entre el coste de agua de desalación, con respecto a las soluciones convencionales es todavía favorable a estas últimas. Sin embargo, el coste marginal al que se obtiene el recurso convencional es cada vez mayor, mientras que el coste del recurso desalado va disminuyendo (Prats *et al.*, 1998).

Resulta muy difícil generalizar el coste de un metro cúbico de agua desalada, debido a que cada planta y cada agua fuente tiene unos requerimientos diferentes de pretratamiento, automatización, control, etc. Además influyen de forma determinante en el precio final diversos factores variables entre los que cabe destacar: la capacidad de la instalación, el tipo de recurso desalado (agua marina o salobre), su utilización (consumo humano o riego), aprovechamiento energético del caudal de rechazo (mayor aprovechamiento en plantas de ósmosis inversa de agua de mar que de aguas salobres), grado de reposición, etc.

Como pauta general de comportamiento en la asignación de costes, la energía eléctrica supone la mayor incidencia en el precio final, situándose en torno al 50-60% del coste total, en segundo lugar la reposición de membranas y mantenimiento puede estimarse en torno al 15-25% del coste total, los reactivos del 10-20%, y el resto en consumibles y otros gastos.

Por citar un ejemplo, el precio del metro cúbico de agua potable desalada de agua de mar para su utilización para consumo humano, obtenido en la planta Las Palmas III oscila entre las 91,6 pta/m³ y 146,6 pta/m³ según se consideren los gastos de amortización (Sadhvani, J., 1998).

Otro ejemplo destacable sería la puesta en marcha de la potabilizadora de ósmosis inversa, alimentada mediante agua salobre subterránea del acuífero infrayacente a la planta, desarrollada dentro del Proyecto de Gestión Integral de Recursos Hídricos y Energéticos en la Universidad de Alicante, y en la que el coste del m³ de agua salobre desalada para riego es de 32,61 pta/m³ -calculado a partir de los datos reales de explotación para energía y consumo de reactivos y el resto estimativos, y sin incluir coste de personal- (Prats, *et al.* 1998).

De lo expuesto anteriormente se deduce que para conseguir una disminución en el coste del agua desalada, sea cual sea el origen del agua de alimentación de la planta, es necesario incidir en los siguientes aspectos y por este orden: disminución del consumo

energético en el proceso industrial, factores de producción y mejora en los procesos de funcionamiento, automatización y control de las potabilizadoras.

El desarrollo durante las últimas dos décadas de la tecnología de desalación por el sistema de ósmosis inversa, permite su aplicación a caudales mayores y con menor coste, esto provoca que las aguas subterráneas salobres hayan pasado a ser un recurso susceptible de ser aprovechado mediante la aplicación de técnicas de desalación, e incorporable en la planificación hidrológica como una alternativa más.

Comparación entre la desalación de agua de mar y agua salobre

Entre las principales ventajas de desalar agua salobre frente a agua de mar cabe destacar:

- Menor coste energético: la utilización de recursos hídricos subterráneos salobres ha evolucionado de forma paralela al desarrollo de la tecnología de las membranas de baja presión. Se dispone de membranas que operan a una presión de 1,05 Mpa, lo que reduce considerablemente los costes de explotación. Con la aplicación de esta tecnología se requieren entre 0,7 y 1 Kw/h por metro cúbico para desalar aguas salobres, mientras que el agua de mar precisa un coste energético entre 3,5 y 4,5 Kw/h por metro cúbico. En general, el coste energético se sitúa en torno al 50% del coste final del permeado, ello contribuye a que la desalación de agua subterránea sea rentable en coyunturas económicas en que la desalación de agua de mar no sería factible (Cánovas, J., 1998).
- Mejora de la calidad del agua del acuífero: se puede producir una disminución de la concentración de sales disueltas.
- Utilización de aguas salobres desaladas con fines de regadío: produce una mejora de la productividad agrícola y una más eficiente conservación del suelo con respecto al uso tradicional para regadío de aguas con un contenido demasiado salino.

Entre los inconvenientes de la desalación de recursos salobres subterráneos se puede señalar:

- Disponibilidad limitada de aguas salobres debido a los condicionantes hidrogeológicos.
- Presencia de componentes peligrosos para las membranas (sulfatos, hierro, estroncio, etc.) que puede requerir un pretratamiento que encarezca el coste final del agua producto.
- Variabilidad en la concentración de sales disueltas, en función de la evolución hidroquímica, que puede producir la extracción de agua en acuíferos interiores o la variación en función de la penetración de la intrusión marina en los acuíferos costeros. Esto requiere llevar un control sistemático de la calidad del agua, tanto de la que alimenta la planta como del residuo del tratamiento y del agua producto, que permita modificar con rapidez las condiciones del proceso y disponer de datos sobre la calidad química de las aguas de rechazo.
- El aprovechamiento de acuíferos con aguas salobres puede modificar, además de la calidad, las condiciones de flujo natural del agua del acuífero, lo que puede inducir afecciones ambientales en deltas, humedales, etc.

Problemas medioambientales

Algunos de los principales problemas medioambientales derivados del proceso de desalación son:

- Almacenamiento y vertido de las salmueras producidas en el proceso de desalación. Todo proceso de desalación produce un residuo con una alta concentración salina; la fracción de agua inicial que se convierte en salmuera depende del proceso de desalación utilizado, del diseño de la planta, de la composición del agua original y el tratamiento requerido por el concentrado previo a su vertido.
- La mayoría del rechazo proveniente de agua de mar puede ser devuelto al mismo, a zonas alejadas de la costa que evite las modificaciones del medio natural marino. En el caso de la utilización de aguas subterráneas salobres cuya lejanía al mar no permite este vertido, la salmuera de rechazo, en ocasiones, se inyecta por medio de sondeos de inyección que si no se construyen con el diseño adecuado pueden producir problemas como: contaminación de las aguas subterráneas de buena calidad, saturación de la formación, y corrosión de la entubación del sondeo.
- En otras ocasiones se vierte a los cauces superficiales próximos dando lugar además de a un importante impacto visual, a la salinización del cauce, afección a la flora y la fauna, encharcamientos permanentes de residuos, enturbiamiento, contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, etc.
- Elevación de la temperatura del agua de rechazo. El proceso de desalación eleva la temperatura del agua de rechazo en torno a 5° C.
- Descarga de metales pesados. El aumento de la temperatura en la fase de operación puede incrementar el proceso de corrosión sobre los materiales de construcción del sistema, favoreciendo la aparición de metales pesados, ajenos a los de posible existencia en la composición química del agua, que dificulta el proceso de desalación. Una buena selección de los materiales involucrados en el proceso minimiza el problema (U.S. Bureau of Reclamation, 1995).

Entre las soluciones que pueden aplicarse para la gestión de la salmuera de rechazo cabe citar:

- La recogida de los vertidos de las desaladoras por medio de colectores que permitan su vertido al mar, donde su impacto ambiental puede quedar minimizado si se ha realizado previamente un análisis del agua de rechazo y de las condiciones del medio marino en la zona de vertido.
- Una técnica muy utilizada en EE.UU. con grandes resultados, es la inyección de la salmuera mediante sondeos profundos en estructuras subterráneas, aisladas de aquellas otras que puedan almacenar aguas de buena calidad.
- En lugares en que sea factible, otra posibilidad es la evaporación en tanques. En este caso el coste principal de la obra es la creación de una barrera impermeable artificial que prevenga la contaminación de las aguas subterráneas infrayacentes. Para evitar esta inversión se puede valorar la posibilidad de utilizar las propias sales contenidas en la salmuera de rechazo para que formen una barrera autosellante en las balsas de

evaporación. El objetivo es obtener un precipitado salino que recubra el tanque de evaporación y que consiga disminuir la permeabilidad del suelo a un valor de 10^{-9} m/s o menos. Para conseguir este objetivo debe realizarse un estudio químico detallado de la salmuera, que permita identificar las posibles sales del precipitado. Así, por ejemplo, la presencia de Ca CO_3 en el precipitado desciende considerablemente la permeabilidad del suelo, mientras que la presencia de Ca SO_4 produce el efecto contrario (U.S. Bureau of Reclamation, 1999).

ORIGEN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS SUSCEPTIBLES DE DESALACIÓN

Las aguas contenidas en el subsuelo presentan un amplio rango en su contenido total en sales disueltas; desde valores inferiores a 100 ppm, hasta valores de 300.000 ppm en el caso de las salmueras. Como valores de referencia son consideradas aguas dulces las que presentan valores de hasta 2000 ppm de sustancias disueltas; aguas salobres hasta 5000 ppm y aguas saladas (incluyendo el agua del mar) hasta 40.000 ppm (Custodio y Llamas, 1976).

El agua que se puede considerar como recurso subterráneo salobre susceptible de desalación se sitúa en un valor entre 1.000 y 10.000 ppm de total de sólidos disueltos. Este rango viene impuesto, por la menor presión necesaria para la operación y con ello un menor coste

Los recursos hídricos susceptibles de desalación tienen su origen bien en el agua de mar (fase salina y salobre) o bien en el agua subterránea con una salinidad que le impide ser utilizada para la gran mayoría de usos. El primero de los citados puede aprovecharse mediante la toma directa del mar, con los consiguientes problemas derivados de la contaminación de este recurso en los primeros metros de la masa de agua, o por medio de sondeos, situados en las proximidades de la línea de costa, ello tiene la ventaja de aprovechar la capacidad autodepurante del terreno, consiguiendo una mejora en las condiciones físicas, químicas y biológicas del agua de mar a desalar. En el segundo caso, el agua fuente está básicamente constituida por los aguas fósiles y congénitas y las salobres existentes en los acuíferos.

En el caso de las aguas salinas almacenadas en los acuíferos, su origen es diferente, según el acuífero esté en conexión directa con el mar o que no exista en la actualidad. Este último caso puede darse tanto en zonas situadas más al interior, como en las zonas costeras.

En el caso de contacto hidráulico con el mar (Figura 1), el agua existente en el acuífero está distribuida según su salinidad en tres zonas susceptibles de aprovechamiento: zona de agua dulce, zona de agua salobre (o interfaz) y zona de agua de mar. Esta situación, está determinada por el estado de equilibrio entre la cota piezométrica del agua dulce del acuífero, que en condiciones naturales descarga al mar y la cota del nivel del agua de mar. Este equilibrio está sometido a una serie de modificaciones temporales de origen natural como pueden ser las condiciones climáticas, estacionales o movimientos relativos entre la zona emergida y la línea de costa.

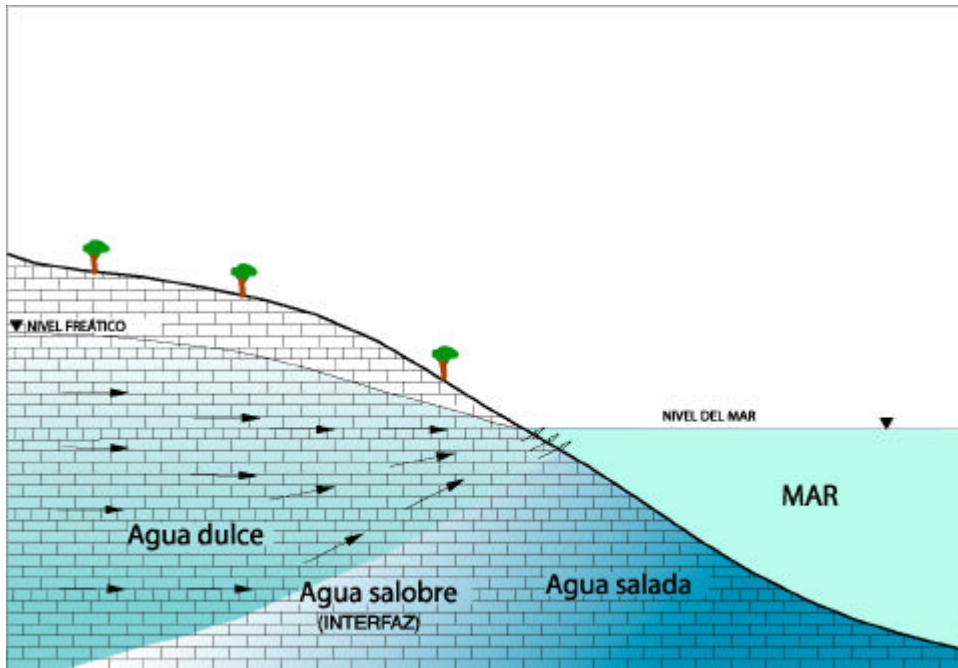


Figura 1: Esquema simplificado, de un acuífero costero en contacto directo con el mar. Se puede observar, en estado natural, las tres fases: agua dulce, salobre (interfaz) y salada (mar).

Cuando se modifican las condiciones naturales debido al aprovechamiento de estos recursos: (Figura 2) el equilibrio agua dulce–agua salada se desplaza en un sentido u otro según el tipo de afección; si la cota piezométrica en el acuífero, se sitúa por debajo de la del nivel del mar, se produce la disminución del flujo de agua dulce hacia el mar lo que favorece la entrada de agua salada hacia el acuífero. El resultado es la convivencia en el acuífero de aguas de diferentes características físicas y químicas, no existiendo un límite neto de separación entre ellas, sino que se produce una franja, en forma de cuña, apoyada a muro del acuífero, más ancha, de mezcla entre el agua dulce y salada, en la que salinidad presenta un gradiente de valores que va desde el típico de agua salada a muro de la interfaz hasta el de la calidad natural del agua del acuífero a techo de la interfaz. Este proceso, puede afectar su penetración a gran parte del acuífero y constituir por tanto el único recurso hídrico (salobre o salado) factible de explotación.

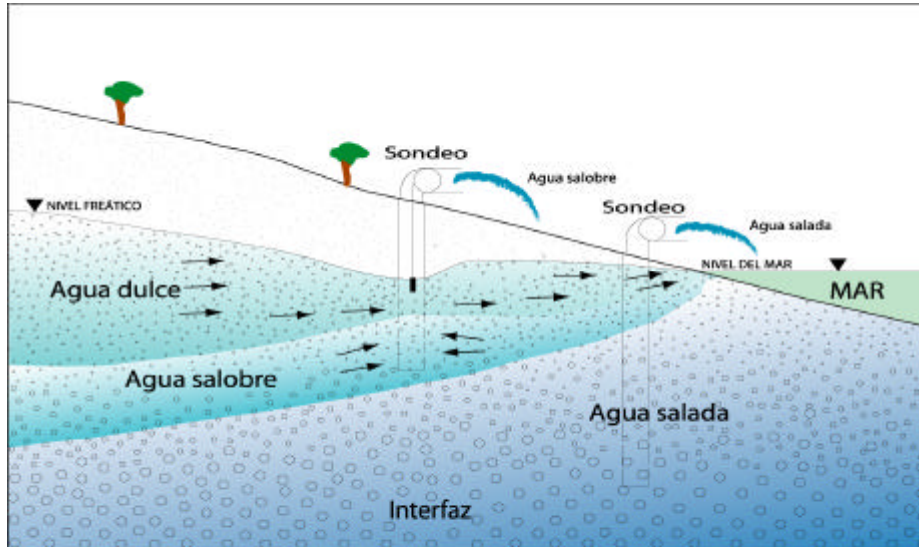


Figura 2: Esquema simplificado, de la situación en fase de explotación de un acuífero costero en contacto directo con el mar. En él se observa la modificación de la interfaz y un mayor espesor de la zona ocupada por el agua del mar.

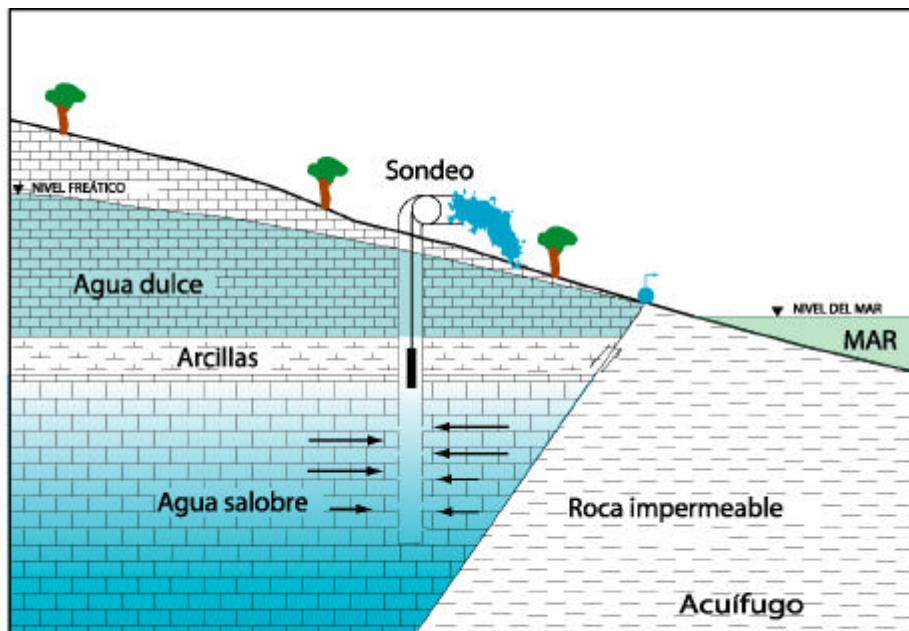


Figura 3: Esquema simplificado, de la explotación de un acuífero costero no conectado con el mar. En él se representa una zona con agua salobre, que puede extraerse mediante sondeos. La zona de agua salobre puede verse modificada por aumento de la salinidad en la zona de contacto del agua con la formación impermeable de mayor salinidad.

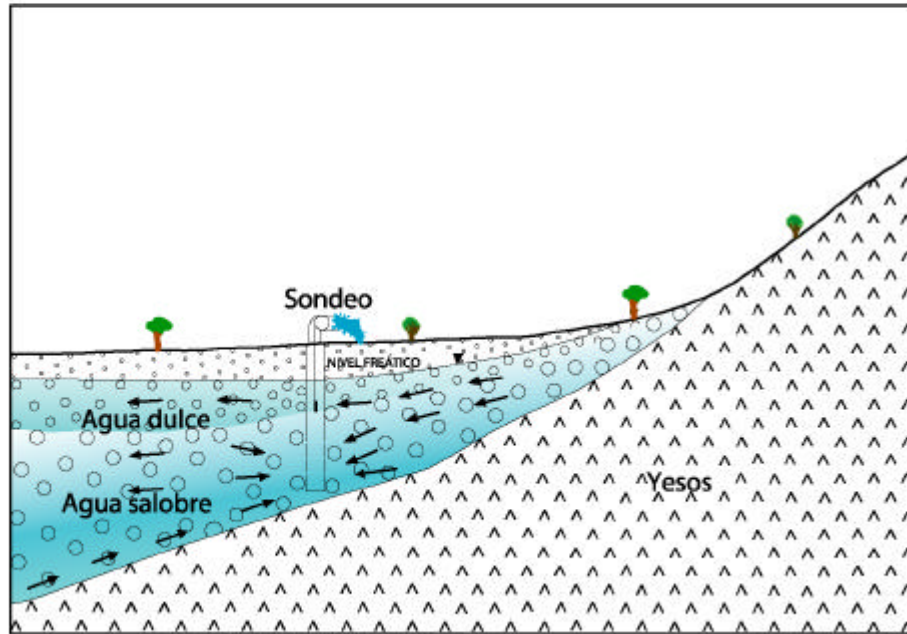


Figura 4: Esquema simplificado de un acuífero salinizado, situado en el interior, en fase de explotación.

El otro grupo de masas de agua salobre está constituido por aquellos acuíferos sin contacto hidráulico con el mar pero cuyas aguas presentan concentraciones salinas elevadas. (Figura 3 y 4) Esta salinidad puede deberse a diversos factores en función del origen y posible evolución de las masas de agua (Custodio y Llamas, 1976).

El análisis de las dos alternativas descritas: extracción mediante sondeos del agua de mar, situada por debajo del muro de la interfaz, o del agua salobre, pone de relieve mayores ventajas para la primera de las alternativas, por su menor agresión al medio y mayor disponibilidad de dicho recurso (el agua de mar es un recurso indefinido); por el contrario, el aprovechamiento del agua salobre, origina una mayor penetración de la cuña, un aumento y variación de la composición del agua y un mayor espesor de la interfaz. Esto produce problemas en las operaciones de desalación, ya que el sistema exige unos niveles constantes en la composición físico-químicos del agua fuente, y como consecuencia del avance de la intrusión marina una disminución del agua dulce disponible en el acuífero.

CARACTERIZACIÓN Y EVALUACIÓN DE MASAS SALOBRES

La caracterización y evaluación de la masa de agua salobre existente en un acuífero, requiere pautas muy similares a las que se utilizan en los estudios hidrogeológicos convencionales, si bien con algunas particularidades en determinadas fases del estudio.

Los objetivos del estudio se describen brevemente a continuación:

- El primero consiste en identificar las masas de aguas salobres existentes en una zona o área mas o menos amplia. Esta tarea puede ser considerada técnicamente sencilla; consiste en determinar las características físico-químicas de las aguas, establecer la salinización de las mismas, y determinar su grado de estratificación. Para ello se utilizan

los datos analíticos disponibles de la zona. El resultado final será una cartografía areal, en la que se representarán las zonas con diferentes grados de salinización.

Como se ha comentado es una tarea poco compleja, sin embargo no existe en España ninguna cartografía de este tipo, tarea que habría que acometer, especialmente a lo largo del litoral peninsular mediterráneo, aunque no deben descartarse otras zonas del interior, puestas de manifiesto por ciertos sondeos profundos de investigación petrolera .

- El segundo objetivo consiste en cuantificar el volumen de agua salobre almacenado en el acuífero o estructura subterránea. Para ello, hay que conocer la geometría de la estructura geológica donde está almacenada el agua, tarea en principio factible si se dispone de los medios adecuados, pero difícil y de gran complejidad en el caso de los acuíferos costeros conectados con el mar, donde la masa de agua salada es heterogénea no existiendo un contraste neto entre el contacto con el agua dulce ni con el agua de mar debido a su susceptibilidad, no ocupa todo el acuífero y además sufre modificaciones en su descripción y geometría con el transcurso del tiempo.

Una vez conocida la geometría de la zona de almacenamiento, hay que determinar la salinidad, y si esta salinidad es homogénea o no en toda la masa de agua. Esta tarea es más o menos difícil dependiendo de la complejidad geológica: existencia de uno o más niveles, en carga o no y de su posible conexión con otros acuíferos o con el mar; no obstante, en este último caso, pueden darse situaciones muy similares a las primeras.

Además, hay que conocer el funcionamiento hidrodinámico del acuífero, bien en situación natural o afectado, con el fin de determinar el movimiento del agua salobre y del agua dulce y del mar en el caso de los acuíferos conectados con el mar. Para ello es necesario disponer de información de los diferentes parámetros hidrogeológicos: permeabilidad, transmisividad, coeficiente de almacenamiento, etc., parámetros en principio costosos de obtener por los medios técnicos que hay que aplicar para ello.

Estos objetivos se consiguen mediante la realización de un estudio, cuyo conjunto de actividades son convencionales, como: climatológico, de demanda o geológico, en este último caso es muy importante determinar las formaciones existentes, la litología de los terrenos existentes, y su posicionamiento espacial, así como su relación con otras formaciones de su entorno. Ello permitirá precisar el modelo hidrogeológico conceptual: límites y ubicación de los niveles productivos a explotar, su relación con las unidades hidrogeológicas de su entorno, espesor saturado, reservas, direcciones de flujo y caudal de explotación. Como consecuencia de ello el volumen de agua disponible, el grado de renovación y el tiempo de tránsito.

En el caso de acuíferos en contacto hidráulico con el mar, además de los aspectos generales descritos, deberá determinarse la posición y evolución temporal de la interfaz, ya que su situación incidirá directamente en la calidad del agua a extraer.

La situación de la interfaz puede establecerse en base a registros piezométricos y las densidades de agua dulce y salada, por ejemplo mediante la fórmula de Ghyben-Herzberg basada en el equilibrio estático de dos columnas de agua de diferente densidad. En general la interpretación hidrostática de la situación asumida en la expresión de Ghyben-Herzberg conduce a subestimar el valor de la profundidad de la interfase. Para paliar esto se utiliza la corrección de Hubbert admitiendo flujo de agua salada y por tanto, diferencias piezométricas de la misma. Aceptando este supuesto de flujo de agua salada, se precisa disponer al menos de dos sondeos piezométricos ranurados, respectivamente en agua dulce y en agua

salada, en las proximidades de la interfase. Otra posibilidad es utilizar la fórmula de Lusczynsky que considera los potenciales en términos de presión en lugar de alturas piezométricas. En general puede establecerse que la utilización de fórmulas como las citadas requiere asumir la existencia de condiciones hidrodinámicas teóricas que raramente se dan en el medio natural.

Si se trata de un acuífero multicapa, separado por niveles de muy baja permeabilidad, el fenómeno de intrusión afectará de manera diferente a cada uno, dando lugar a la superposición de cuñas salinas de diferente penetración y extensión.

La existencia de una red de sondeos de observación, en las proximidades de los sondeos de explotación, permitirá obtener un registro periódico de conductividad que permita prever la calidad del agua suministrada a la planta desaladora desde las captaciones.

La determinación de la interfaz no puede abordarse únicamente mediante la aplicación de fórmulas, sino que se hace preciso además de conocer con precisión las características geológicas del acuífero, aplicar otras herramientas como pueden ser las técnicas hidráulicas, geofísica o la realización de sondeos mecánicos, debiendo proceder, en el caso de acuífero multicapa, de forma diferencial en la explotación de los diferentes niveles acuíferos superpuestos.

Para ello y como se ha indicado anteriormente, una herramienta de gran interés a la hora de definir la geometría del acuífero, complementaría a los sondeos mecánicos, siempre limitado por el coste económico que esto puede suponer, son las técnicas geofísicas, cuya aplicación de al estudio de las aguas salobres produce una alteración en las respuestas físicas, con respecto al estudio de masas de agua dulce.

En todos los casos se requiere la determinación de una serie de parámetros: unos pueden ser de tipo geométrico: potencia, profundidad, extensión de acuíferos, profundidad del zócalo impermeable, posición del nivel freático, etc; otros se refieren a características hidráulicas ligadas a la litología, como la porosidad y permeabilidad y otros son dinámicos, como la velocidad y dirección de flujo.

Cada método geofísico obedece al estudio de una determinada propiedad física del medio natural y se desarrolla instrumentalmente en función de que su campo de aplicación sea desde el aire, superficie o medición en el interior de un sondeo mecánico.

La presencia de agua en el subsuelo altera la respuesta física de algunos parámetros petrofísicos, siendo la resistividad eléctrica el que más variación presenta con la porosidad, permeabilidad y el contenido en agua y su calidad.

En efecto, la conducción de la corriente eléctrica en el subsuelo se produce fundamentalmente a través del fluido que rellena los poros, siempre que éstos se encuentren comunicados, y en muy escasa medida a través de la matriz. Así, una roca sin fisuras y de muy baja porosidad se comporta como un aislante, mientras que un material saturado y poroso se considera conductor.

La calidad del fluido incide directamente en el valor de la resistividad al considerar aquél como un conductor iónico. Se puede determinar que la resistividad eléctrica está controlada básicamente por:

- Tipo, concentración y temperatura del electrolito que está en los poros del macizo rocoso.

- Fracción de volumen (porosidad, saturación) y distribución del electrolito en la roca.

Así por ejemplo, la resistividad del agua pura es de $2,8 \times 10^5$ ohm. m a $17,6^\circ\text{C}$; pero este parámetro va disminuyendo con el aumento de sales disueltas en el agua. La resistividad del agua natural es muy variable, los valores más altos se encuentran en el agua de precipitación ($N \times 10^2$ a $N \times 10^3$ ohm.m) mientras que los valores más bajos se dan en salmueras ($N \times 10^{-1}$ ohm.m).

Este comportamiento puede resumirse en que la resistividad de una roca saturada salinizada es proporcional a la conductividad de la salmuera que rellena sus poros, estableciendo de forma empírica el factor de proporcionalidad en el denominado factor de formación.

Por tanto, la conductividad de una roca puede realizarse de dos maneras:

- Mediante la conducción electrolítica del fluido que rellena sus poros.
- Mediante interacción electroquímica con la matriz sólida en la interfase sólido-fluido.

Además, puede establecerse en general, que los valores de resistividad disminuyen cuando los materiales rocosos son afectados por procesos geológicos (fracturación, alteración, etc..)

Consecuentemente en cualquier medida de resistividad va a predominar el efecto de la salinidad del fluido, haciendo que aquella disminuya drásticamente con el aumento del contenido en sales. Así, una roca que contenga agua salobre se comporta como un conductor, mientras que si esa misma roca contiene agua con una baja concentración en sales se comportará como un resistivo.

Las medidas de resistividad mediante técnicas de superficie constituyen a priori un método para detección de acuíferos salobres. Sin embargo, es necesario discernir, mediante la aplicación de otros métodos geofísicos, la influencia de otros factores como litología, porosidad, etc., que pueden enmascarar parcialmente el efecto de los cambios de salinidad del agua. Por tanto, resulta necesario la aplicación combinada de técnicas geofísicas que permitan diferenciar entre los valores de resistividad ligados a aguas salobres, de los referidos a otras características físicas del medio rocoso.

Entre los métodos eléctricos de superficie, los de corriente continua puede estudiar la variación de la resistividad en profundidad, Sondeo Eléctrico Vertical (SEV), o la variación lateral de la resistividad a determinada profundidad, perfil eléctrico o calicata eléctrica. Los métodos eléctricos de corriente alterna, ya sean en el dominio de las frecuencias o en el dominio del tiempo, permiten también obtener una distribución de la resistividad tanto en sentido vertical, como cambios laterales de resistividad, (perfiles).

Con los perfiles eléctricos se obtiene información de la variación lateral de la resistividad a lo largo del perfil para una profundidad determinada. Realizando varios perfiles con espaciados de electrodos diferentes se registra una imagen eléctrica bidimensional del subsuelo (perfil eléctrico), lo que permite observar la evolución de la estructura y obtener su geometría a lo largo del perfil.

La utilización de sondeos eléctricos verticales (SEV) y de sondeos y perfiles electromagnéticos en el dominio del tiempo (SEDT) son muy eficaces para detectar niveles salinizados pero no lo son tanto en la definición de estructuras geológicas, por lo que

requieren la utilización combinada de otras técnicas geofísicas que resuelvan esta incertidumbre.

Así por ejemplo, la combinación de la información obtenida de un perfil de resistividad y otro de cargabilidad (mediante polarización inducida), permite distinguir entre zonas de baja resistividad debidas a presencia de aguas salobres (baja resistividad y baja cargabilidad), de las zonas de baja resistividad debidas a factores litológicos (baja resistividad y alta cargabilidad) (Seara, J.L. y Granda, A., 1987).

La integración de los resultados obtenidos mediante SEDT y sísmica de reflexión de alta resolución permite definir las estructuras geológicas mediante el segundo de los métodos y la detección de los niveles salinizados mediante el primero, evitando la posible confusión entre valores bajos de resistividad debidos a la presencia de aguas salobres o a factores litológicos, figura 5 (Goldman, M., 1999).

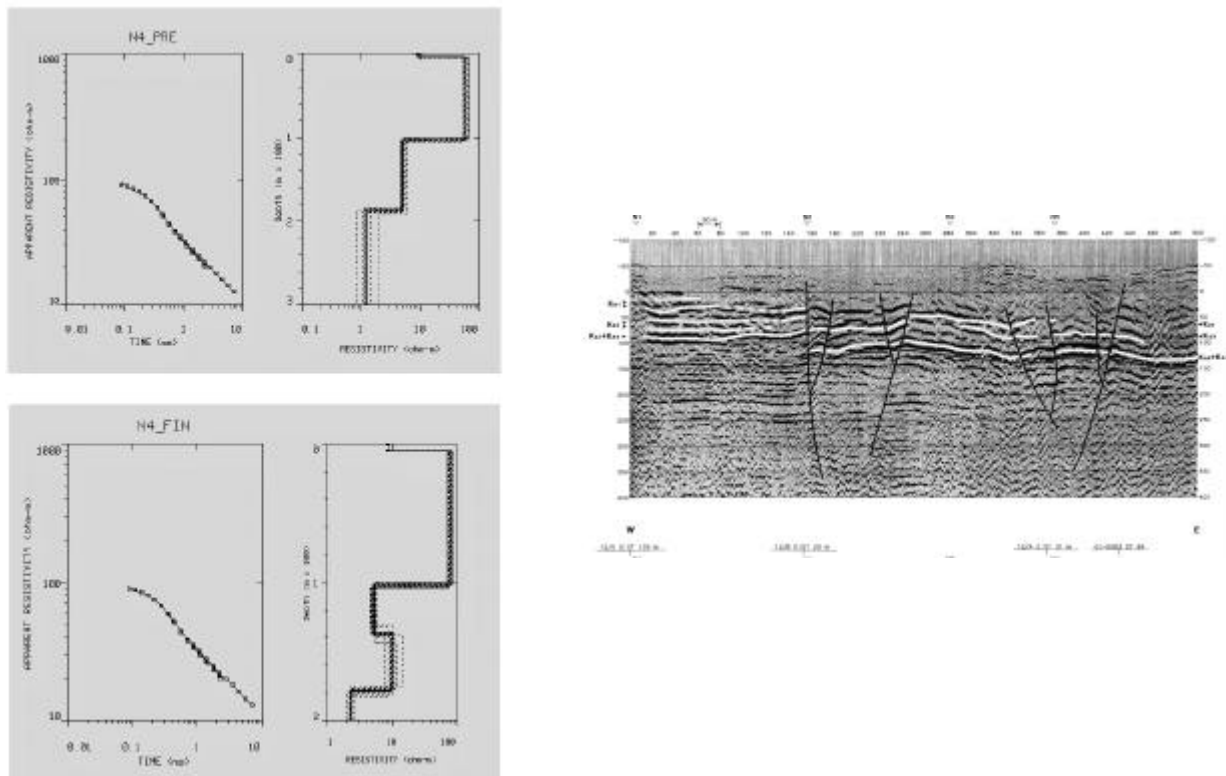


Figura 5. Interpretación preliminar (arriba) y final (abajo) de datos de SEDT en función de la información aportada por el perfil sísmico (Goldman, M., 1999).

Por último los registros geofísicos en sondeos permiten obtener información directa y continua a lo largo del pozo, mediante el desplazamiento de los sensores en la proximidad de las formaciones geológicas.

Entre las técnicas más ampliamente utilizadas para la determinación de las características físicas y químicas del agua cabe citar los registros de conductividad del

fluido, resistividad de la formación y temperatura, mediante los cuales se puede conocer directamente la concentración de sales del agua en los diferentes niveles permeables atravesados por un sondeo de investigación, así como su concentración equivalente.

La aplicación de estos métodos permite también un registro de la evolución temporal o estacional de la salinidad o de la intrusión marina, pudiendo conocer a priori los valores de concentración salina del recurso hídrico a desalar.

En la figura 6 se puede observar los registros de conductividad, temperatura y gamma natural obtenidos en un sondeo de investigación situado en Roquetas (Almería).

Como se pone de manifiesto en la figura, a partir de los 40 m de profundidad se produce un incremento de la conductividad (equivalente a una disminución de la resistividad) y por tanto un aumento en la cantidad de sales presentes en el fluido. La utilización de este registro con el de temperatura permite obtener la concentración equivalente de Cl Na en g/l a la temperatura de referencia de 25°C (ITGE, 1995).

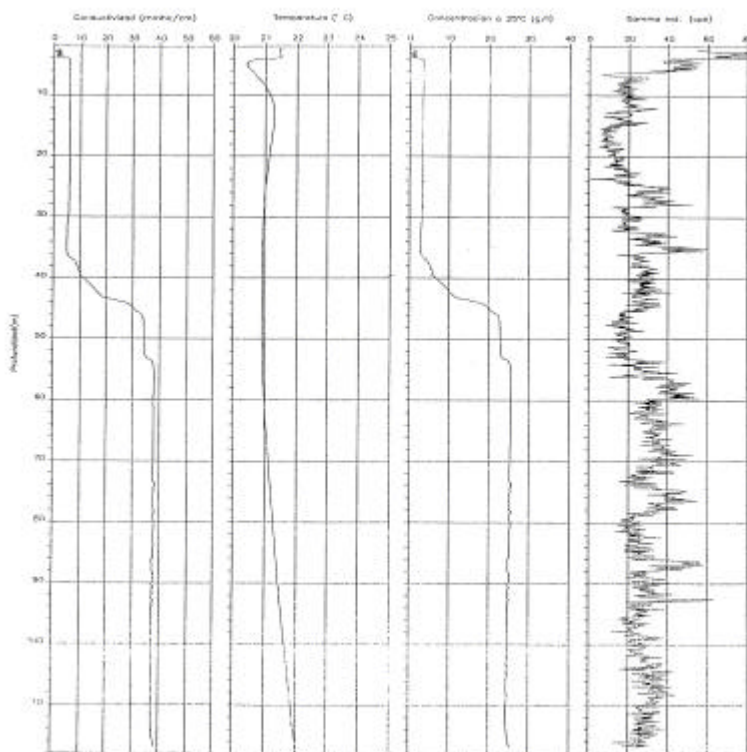


Figura 6. Testificación geofísica en sondeo de conductividad, temperatura, concentración y gamma natural.

Otra herramienta importante a utilizar en la caracterización, son los *estudios hidroquímicos*. Su objetivo es determinar los aspectos geoquímicos del agua y su relación con las rocas en las que se encuentra. Dadas las características de los recursos salobres el estudio hidrogeoquímico debe ser un importante apoyo tanto en la fase de exploración como en la de explotación del recurso salobre.

Cabe destacar la importancia en la selección del punto en el que se toma la muestra, sobre todo en el caso de los acuíferos en contacto hidráulico con el mar, debiendo conocerse en todo caso las características del punto de muestreo tanto en lo referente a la columna litológica atravesada, como al acondicionamiento del sondeo, profundidad, posición del nivel piezométrico, etc.

La hidrogeoquímica aportará información sobre el contacto agua dulce-agua salada, así como sobre los procesos físicos-químicos (precipitación y disolución de carbonatos, reducción de sulfatos, intercambio iónico, etc.) que tienden a modificar las características de la zona de mezcla.

Se deben determinar los iones mayoritarios del agua, y otras características físicas como conductividad, pH, etc., además será preciso el análisis de iones minoritarios como hierro, estroncio, manganeso, etc., cuya presencia puede afectar de manera importante a las membranas, siendo preciso diseñar un pretratamiento específico para estos iones.

Las técnicas isotópicas también puede aportar valiosa información sobre todo en el caso de acuíferos en contacto hidráulico con el mar. Son especialmente de interés el deuterio y el oxígeno 18, y también otros como el carbono, tritio y radón, proporcionando cada uno información sobre áreas de recarga, grado de mezcla, edad absoluta, etc. (Morell, I., 1989).

Con los datos obtenidos se pueden elaborar mapas de isocontenidos, que permitan determinar la distribución espacial del parámetro representado y la evolución geoquímica de éste mediante el estudio comparativo de mapas realizados para distintas épocas, permitiendo optimizar la planificación de la explotación del recurso salobre.

Como se ha venido comentando en los diferentes apartados, la mayor dificultad a la hora de cuantificar el volumen de agua existente en el acuífero, y que parte del mismo podría utilizarse, es la variación de la salinidad durante la fase de explotación del acuífero, ya que a partir de una salinidad superior a los 8 o 10 gramos, se encarece radicalmente el proceso, pudiendo duplicarse el coste del tratamiento, y limitar su utilización para cierto uso; así mismo al producirse variaciones importantes en la composición del agua, se dificulta la operatividad de la planta.

Para poder conocer y controlar este proceso, la herramienta más eficaz, es el *modelo matemático* de flujo y transporte de masa, que permitiría, partiendo de los datos aportados por el estudio, simular el movimiento del agua, así como la variación de salinidad, tanto en condiciones naturales como consecuencia de la hipótesis o alternativa de explotación.

Sobre esto último hay que hacer algunas matizaciones: en primer lugar, si bien los códigos de simulación de flujo están bastante avanzados, no ocurre lo mismo con los de calidad, especialmente en nuestro caso, donde la salinidad no es homogénea, y no existe una separación neta entre las diferentes fases: agua salada-agua dulce, sino que responde a un modelo de salinidad de densidad variable y en algunos de los casos, implica una modificación volumétrica de la masa de agua.

CONSIDERACIONES FINALES

1. La utilización de las técnicas de desalación, tanto de aguas subterráneas salobres como de agua de mar, sirve para paliar la falta de recursos hídricos en zonas especialmente sensibles a la escasez e irregularidad de las precipitaciones. En España actualmente la desalación de aguas salobres y de mar alcanzan unos 220 hm³/año, de los que 127 hm³/año corresponden a desalación de agua salobre y 93 hm³/año a agua de mar,

previéndose un incremento a corto y medio plazo, que elevaría esta cifra hasta unos 400 hm³/año.

2. La evolución de las tecnologías de desalación con menores consumos energéticos, y especialmente la ósmosis inversa, ha permitido rebajar sensiblemente el coste del agua desalada hasta cifras inferiores a las 100 pta/m³, y en algunos usos menos exigentes, como regadío, a valores sensiblemente más bajos.
3. Las aguas susceptibles de desalación pueden tener dos orígenes: agua de mar y agua subterránea salobre, estas últimas pueden provenir de acuíferos en contacto hidráulico con el mar, y por tanto sometidos a los procesos de intrusión marina natural y/o artificial, o de acuíferos aislados del mar.
4. La caracterización hidrogeológica y evaluación de masas de agua salobre presenta similares pautas y procedimientos que las otros estudios de aguas subterráneas, si bien ciertos aspectos obliga a utilizar algunas de las técnicas con un enfoque diferente. Así por ejemplo, la respuesta a la aplicación de determinadas técnicas geofísicas es diferente cuando la salinidad del agua es elevada, siendo necesario valorar, mediante la utilización de otros métodos geofísicos, la influencia de estos factores. Del mismo modo la caracterización hidrogeoquímica y los modelos matemáticos adquieren una elevada importancia tanto en las fases de exploración como en la explotación del recurso salobre.
5. No existe en la actualidad en España, un inventario de las estructuras geológicas que almacenan aguas salobres y que sean susceptibles de aprovechamiento. Es por tanto una tarea que debería acometerse. La disponibilidad de esta información podría resolver algunos de los problemas de escasez existentes en determinadas zonas.
6. Existe cierta complejidad científico-técnica a la hora de la caracterización en cantidad y calidad de estos recursos. Dificultad que se agrava en el caso de los acuíferos costeros conectados con el mar.
7. La extracción de las aguas salobres, si no se dispone de un conocimiento suficiente del acuífero y de una adecuada programación de bombeos, puede dar lugar a graves problemas de deterioro de su calidad natural. Este caso puede darse tanto en acuíferos conectados con el mar como no, ya que unas extracciones mal planificadas pueden incrementar los procesos de disolución de formaciones salinas, o el avance no controlado de la interfaz salina, contaminando las aguas de buena calidad.
8. De las dos posibilidades que existen (agua salobre o mar), es más razonable aprovechar los acuíferos no conectados con el mar, al ser menos compleja la caracterización y explotación de estos acuíferos, o la extracción de agua de mar a través de captaciones subterráneas, lo que facilitará su depuración natural.

Agradecemos la colaboración prestada por D. José María Herranz Villafruela, Ingeniero de Minas de la empresa Inima: Servicios Europeos de Medio Ambiente por sus comentarios y sugerencias, en los temas relacionados con los procesos de osmosis inversa.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bureau of Reclamation, U.S. Department of the Interior, (1995). Preliminary Research Study for the construction of a Pilot Cogeneration Desalination Plant in Southern California. Water Treatment Technology Program Report nº 7.

Bureau of Reclamation, U.S. Department of the Interior, (1996). Maricopa Ground Water Treatment Study. Water Treatment Technology Program Report nº 15.

Bureau of Reclamation, U.S. Department of the Interior, (1999). Brackish Groundwater Treatment and Concentrate Disposal for the Homestead Colonia, El Paso, Texas. Water Treatment Technology Program Report nº 32.

Canovas, J. (1998). Desalación de aguas con fines agrícolas en España. Ingeniería Civil, nº 110. pp. 107-110.

Cirera, M.; Shields, C.P. (1998). Historia, logros y últimos desarrollos en el campo de la desalación de agua de mar, por ósmosis inversa, en España, utilizando la tecnología de ósmosis inversa de Dupont. Ingeniería Civil, nº 110. pp. 45-55.

Custodio, E.; Llamas, M.R. (1976). Hidrología Subterránea. Tomos I y II. Ed. Omega. Barcelona.

Echaniz, et al. (1998). Instalación desaladora de agua de mar de Dhekelia (Chipre). Diseño, construcción y puesta en servicio de la planta de ósmosis inversa de 20.000 m³/día. Ingeniería Civil, nº 110, pp. 19-26.

Goldman, M. (1999). Geophysical methods in studying fresh water salinization problems. En: Actualidad de las Técnicas Geofísicas Aplicadas en Hidrogeología. Ed. Instituto Tecnológico Geominero de España, pp. 61-79.

Instituto Tecnológico Geominero de España (ITGE) (1995). Apoyo Geofísico a las investigaciones del ITGE. Testificación Geofísica en el Campo de Dalías. (difusión restringida)

Ministerio Medio Ambiente (1998). Información de Medio Ambiente nº 55.

Ministerio de Medio Ambiente (2000). Libro Blanco del agua en España. pp. 663.

Morell, I. (1989). Salinización por intrusión. Diputació de Castelló.

Prats *et al.* (1998). Proyecto de gestión integral de recursos hídricos y energéticos en la Universidad de Alicante. Ingeniería Civil, nº 110, pp. 73-78.

Rubio, M. *et al.* (1997). Aplicación de la desalinización de aguas para agricultura. Experiencias en Alicante y Murcia. Revista Técnica de Medio Ambiente, nº 58, pp. 45-50.

Sadhwani, J. (1998). Seis años de funcionamiento continuo en la potabilizadora. Las Palmas III. Ingeniería Civil, nº 110, pp. 93-99.

Seara, J.L.; Granda, A. (1987). Interpretation of I.P. Time Domain/ Resistivity Soundings for Delineating Sea-Water Intrusions in Some Coastal Areas of the Northeast of Spain. Geoplot n° 24. pp.153-167.