

Fundación Nueva Cultura del Agua

PANEL CIENTÍFICO-TÉCNICO DE SEGUIMIENTO DE LA POLÍTICA DE AGUAS

Convenio Universidad de Sevilla-Ministerio de Medio Ambiente

Desalación, energía y medio ambiente

Antonio Estevan

gea21, S.L.

Índice

Pág.

1. Nota previa	1
2. La maduración industrial de la desalación marina	2
2.1. La evolución tecnológica y económica de la desalación en España	2
2.2. Los costes actuales: "el estado del arte" en el sector en España	5
2.3. Los costes reales en la industria de la desalación.	7
3. El desarrollo de la desalación marina en la costa mediterránea	8
3.1. El Programa AGUA: un nuevo enfoque en la gestión del agua	8
3.2. Las nuevas capacidades de desalación en la costa mediterránea	13
3.3. Nuevas capacidades de desalación para usos urbanos	15
3.4. Nueva capacidad de desalación para riego en el área del ATS	18
4. Los consumos de energía en la desalación marina	20
4.1. Bases físicas de la ósmosis. Consumo mínimo ideal de energía.	20
4.2. Consumos teóricos en las aplicaciones industriales	21
4.3. Los consumos actuales en la desalación industrial en España	22
4.4. Perspectivas de reducción del consumo energético	23
4.5. Las emisiones de CO ₂ en la industria de la desalación	24
4.6. Las emisiones de la desalación en el ciclo global del agua.	25
5. La compensación de emisiones	29
5.1. La compensación de emisiones en el ciclo integral del agua	29
5.2. La compensación de emisiones en la desalación	31
6. Impactos locales: las afecciones a las praderas de posidonia	36
7. Conclusiones y recomendaciones	38
Referencias	43

1. Nota previa

El estado español tiene en marcha actualmente el programa de desalación de agua marina por ósmosis inversa más importante del mundo. Cuando todas las centrales en producción, en construcción o programadas estén operativas, la capacidad de producción de agua obtenida a partir de recursos marinos será de más de 800 hm³ anuales, una cifra de producción de agua desalada que sólo será superada por algún país de Oriente Medio, pero principalmente con tecnologías térmicas de evaporación, no con tecnología de ósmosis inversa. En esta tecnología específica, España se ha convertido ya en líder mundial tanto en capacidad instalada como en capacidad y cualificación de la industria constructora de centrales, aunque sigue teniendo el punto débil de no contar con una industria propia de fabricación de membranas.

Las razones por las que España ha alcanzado la actual posición de preeminencia en este sector del suministro de agua son muy complejas, y no se reducen a una simple elección entre diversas alternativas tecnológicas sobre la base de determinados criterios técnicos. Las decisiones políticas que han sido adoptadas para llegar a la situación actual han estado en buena medida determinadas y condicionadas por procesos y situaciones que se remontan bastante atrás en el tiempo, y que en algunos aspectos no han sido suficientemente examinadas.

Igualmente complejas son las consecuencias que se pueden derivar del desarrollo de esta opción de suministro de agua en una diversidad de planos. El desarrollo de la desalación marina presenta derivaciones específicas tanto en el plano estrictamente hidrológico como en varias dimensiones ambientales, territoriales y económicas. Sin embargo, hasta el momento, la valoración de estas consecuencias ha sido abordada con una profundidad inferior a la que sería deseable ante un cambio tan importante para la política del agua en España como el que supone la consolidación de la desalación marina como una alternativa efectiva de suministro hídrico en la península.

En este complejo panorama, el presente documento trata, en primer lugar, de examinar las razones que han conducido al gran desarrollo actual de la desalación de agua marina en España, haciendo especial hincapié en la evolución de los costes del agua desalada.

En segundo lugar se trata de valorar cuales pueden ser las consecuencias ambientales de esta situación, centrandose especialmente la atención en los consumos energéticos y las emisiones de CO₂ que se derivarán de la implantación del gran parque de centrales de desalación actualmente programado.

Y finalmente se apuntarán algunas orientaciones para la adopción de medidas de compensación de emisiones o de la aplicación de energías renovables a la desalación de agua de mar.

Cabe señalar, por último, que la información básica del presente documento ha sido acopiada por el autor en los últimos años en el curso de diversos trabajos de consultoría encargados principalmente por el Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX, así como por el Govern de les Illes Balears, la Agència Catalana de l'Aigua y otras instituciones.

2. La maduración industrial de la desalación marina

2.1. La evolución tecnológica y económica de la desalación en España

Aunque existen numerosos antecedentes históricos de propuestas o experiencias de desalación de aguas marinas o salobres, la desalación de agua de mar a escala industrial, con un enfoque de abastecimiento urbano, comenzó a mediados del siglo XX en los países del Golfo Pérsico, sobre la base de tecnologías de evaporación, que requerían grandes cantidades de energía. Hacia la década de 1960, estas tecnologías habían alcanzado ya un cierto grado de desarrollo y producían agua a costes aún muy elevados, pero ya asequibles para ciertos usos domésticos e industriales.

Esto animó a aplicar estas tecnologías para abastecimiento de agua fuera del Golfo Pérsico, en algunos lugares con tradicional carencia de recursos. Ese era el caso de Lanzarote, única isla canaria que carecía prácticamente por completo de recursos naturales de agua, y en la que se instaló en 1965, por iniciativa privada, la primera desaladora industrial en España, y una de las primeras en el mundo fuera del Golfo Pérsico. La planta la adquirió una empresa privada al gobierno norteamericano, que la había tenido instalada en la base de Guantánamo (Cuba). Se trataba de una planta dual, que generaba simultáneamente agua desalada y energía eléctrica, con una capacidad de desalación de 2.000 m³/día y una potencia eléctrica de 2.000 kW.

Su puesta en marcha constituyó una verdadera revolución para los 12.000 habitantes del Lanzarote de la época, que hasta entonces contaban con apenas un centenar de pozos en toda la isla, los cuales, junto con las cuatro galerías excavadas en el Risco de Famara y algunas maretas (laderas de volcanes empedradas que recogían el agua de lluvia en unos depósitos situados al pie), aportaban un suministro incierto de no más de 200 m³ de promedio diario. Este agua, más la recogida en los aljibes de las viviendas, había constituido tradicionalmente todo el recurso disponible en la isla, apenas unas pocas decenas de litros por habitante y día, lo justo para la supervivencia estricta de las personas y el ganado de la isla.

Pocos años después se decidió la construcción de las plantas de Ceuta, que entraría en servicio en 1969, y de Las Palmas de Gran Canaria, que lo haría en 1970, y que con sus 10.000 m³ diarios significaría la entrada de la desalación en gran escala en España. Ambas utilizaban tecnología de destilación multietapa (MSF), como la planta pionera de Lanzarote.

Con los precios de la energía que rigieron en el mercado mundial hasta el primer shock petrolífero de 1973, desalar agua con tecnologías de evaporación en un país no petrolero resultaba caro, pero al fin y al cabo era accesible si no existía ninguna otra fuente de recurso. Sin embargo, la primera crisis del petróleo tuvo un impacto considerable sobre el precio del agua desalada y obligó a mejorar las tecnologías de evaporación a fin de obtener mayores rendimientos de proceso. La tradicional tecnología de destilación multietapa (MSF) dio paso a las tecnologías multiefecto (MED) y de compresión de vapor (VC), que aunque conceptualmente eran bien conocidas desde mucho tiempo atrás, por su mayor complejidad carecían de sentido económico en un contexto de energía barata.

Las tecnologías térmicas alcanzaron sus límites de eficiencia energética (Torres, 2005), y por tanto también de costes, a lo largo de la década de 1980, pero a finales de la década de 1970 ya habían comenzado a aparecer las primeras membranas capaces de resistir las presiones necesarias para desalar agua de mar. La primera

planta de ósmosis inversa para agua de mar se instaló en los cayos de Florida en 1979, y a partir de entonces se inició rápidamente la difusión de esta tecnología.

En España, fue de nuevo en Lanzarote, en donde el sistema de abastecimiento se había desarrollado ya de forma notable sobre la base exclusiva de la desalación por evaporación, en donde primero se introdujo la nueva tecnología de ósmosis inversa aplicada a la desalación de agua de mar. La primera planta se instaló en 1984, con una capacidad de 500 m³/día, y poco después, en 1986, se construyó la planta Lanzarote II, con una capacidad de 7.500 m³/día, que representó de hecho la entrada de la desalación por ósmosis inversa a gran escala en España.

Los costes de producción experimentaron una reducción considerable con la entrada de la ósmosis inversa en régimen industrial. Del entorno de 300 a 500 pts/m³ a finales de la década de 1970 (equivalentes a entre 9 y 15 €/m³ en valor actual) en el que se habían mantenido con las tecnologías más avanzadas de evaporación, los costes bajaron por primera vez del umbral de 200 pts/m³. De hecho, una empresa de abastecimiento verticalmente integrada de escala insular como INALSA, creada en 1984 en Lanzarote para gestionar tanto la producción como la distribución del agua, y cuyo único recurso era el agua desalada, pudo establecer en aquel momento unas tarifas de 300 pts/m³ (unos 3 €/m³ en moneda actual) para los usos hoteleros, que eran los principales usuarios de la isla, y de una media de 150 pts/m³ para los usuarios residenciales, con un planteamiento de autofinanciación de la empresa. Se trataba de unas tarifas mucho más elevadas que las de cualquier otro sistema de abastecimiento urbano en España en aquellos momentos, pero al menos demostraban que ya se podía plantear un sistema de abastecimiento urbano con cobertura universal sobre la base exclusiva de la desalación y en régimen económicamente autosuficiente, objetivo que hasta entonces había sido inviable sin considerables apoyos públicos.

El continuo desarrollo tecnológico de las membranas, que entre 1980 y 2000 redujeron su precio a la mitad mientras duplicaban su capacidad de producción, así como el progresivo dominio de las técnicas de ósmosis y sus problemas asociados, contribuyeron a un constante descenso de los costes. Mayor efecto aún produjo la incorporación de los recuperadores de energía que se inició a comienzos de la década de 1990 y que permitió reducir casi a la mitad el consumo energético. Además, los precios de la energía, que habían alcanzado niveles muy elevados hasta mediados de la década de 1980, comenzaron una paulatina estabilización e incluso reducción en términos corrientes, traducida en una acusada reducción en términos reales.

La consecuencia de todo ello fue que a comienzos de la década de 1990 se podían proyectar grandes plantas desaladoras con costes por debajo de las 150 pts/m³, incluyendo las amortizaciones, lo que permitía establecer repercusiones sobre los usuarios muy inferiores si la financiación corría a cargo del erario público y los costes de capital sólo se imputaban sobre la tarifa en muy escaso grado, como venía siendo habitual en el sector hidráulico español.

En estas condiciones, cuando sobrevino la sequía de 1992-95 la desalación se había convertido en una alternativa real de abastecimiento de agua no sólo en las islas, sino también en algunas zonas del litoral mediterráneo peninsular afectadas por la carencia de recursos naturales que contaban con demandas muy solventes, como la demanda turística. En 1995, con la sequía en su punto máximo y cuando ya era evidente el fracaso del PHN de 1993, basado en grandes trasvases, el gobierno diseñó un ambicioso programa de desalación, que de hecho fue en aquel momento el más importante del mundo fuera de Oriente Medio, y el mayor con tecnología de ósmosis inversa.

En la península se contemplaba la construcción de grandes plantas en Alicante, San Pedro del Pinatar (Murcia), Almería y Palma de Mallorca, Además, por iniciativa municipal se proyectó otra gran planta en Marbella (Málaga), así como otras plantas menores de iniciativa privada o municipal, y se acometió la construcción de varias grandes plantas en los dos archipiélagos. El Gobierno Español convenció a la Comisión Europea de que la construcción de desaladoras constituía una inversión medioambiental, y de esta forma las plantas pudieron recibir subvenciones de hasta un 85% de la inversión con cargo a los Fondos de Cohesión europeos.

El cambio de gobierno y el final de la sequía, eventos que sobrevinieron ambos en 1996, recondujeron de nuevo la política del agua hacia el enfoque tradicional de la gran obra hidráulica subvencionada y frenaron el desarrollo de aquel primer programa de desalación. Sólo la planta de Palma de Mallorca se pudo inaugurar dentro de la década de 1990, aunque las restantes continuaron su proceso constructivo y se decidió la construcción de varias más, incluyendo la de Carboneras, que fue en su momento la más grande de Europa¹.

En cualquier caso, en términos de diseño, ingeniería y construcción, el programa de desalación de la década de 1990 constituyó un notable impulso para la industria española de bienes de equipo, que a comienzos de la década de 2000 proyectaba ya plantas con costes de producción en el entorno de las 100 pts/m³, siempre que funcionaran a plena ocupación. La desalación de agua de mar se había convertido en una alternativa real para cualquier abastecimiento urbano costero, e incluso para los segmentos con mayor productividad hidrológica de la agricultura mediterránea. Además, la industria española del sector estaba en condiciones de responder con rapidez y garantía a cualquier demanda de construcción de plantas de desalación.

La maduración tecnológica y económica que había alcanzado la industria de la desalación por ósmosis inversa en España en la década anterior fue una de las principales bases técnicas del conflicto en torno al macroproyecto hidráulico del trasvase del Ebro presentado en septiembre de 2000. Este proyecto pretendía transportar agua desde la desembocadura del Ebro hasta las provincias de Alicante, Murcia y Almería, con más de 1.000 metros de bombeo total. Los datos de explotación de las plantas de última generación ya en funcionamiento (Lanzarote IV, Bahía de Palma...) demostraban que el coste energético y económico del trasvase de agua hasta estas provincias del sureste peninsular, principales destinatarias del trasvase, era muy superior al de la nueva generación de centrales de desalación, que además ofrecían agua de calidad muy superior y con una garantía mucho mayor.

El PHN 2000 no reconoció el verdadero alcance del avance experimentado por las tecnologías de desalación marina, pero obviamente el estado de estas técnicas era sobradamente conocido en el sector, tanto en España como en las instituciones europeas. Finalmente, la revisión del proyecto de trasvase en la Comisión Europea puso de manifiesto su caducidad tecnológica y su debilidad técnica y económica frente a las nuevas tecnologías de tratamiento (desalación, desalobración, reutilización...), y ello unido a la conflictividad social suscitada en torno al mismo fue retrasando su aprobación, hasta que el cambio de gobierno en 2004 determinó su cancelación.

¹ Además de continuar aunque a ritmo atenuado la construcción de las desaladoras proyectadas por el gobierno anterior (Alicante, San Pedro del Pinatar, Almería y Palma de Mallorca), entre 1996 y 2003 se construyeron o proyectaron plantas desaladoras para abastecimiento público en Blanes, Jávea, Carboneras, Ciudadela, Alcudia, Calviá, Andratx, San Antonio de Ibiza, Santa Eulalia, Formentera, Lanzarote (3), Fuerteventura (2), Gran Canaria (5), Tenerife (2) y Hierro.

2.2. Los costes actuales: “el estado del arte” en el sector en España

El proceso de reducción de los costes de la desalación en España y sus perspectivas eran valorados por el CEDEX, a comienzos de la década, del modo siguiente (tabla 1)

Tabla 1. Evolución de los costes del agua desalada
(Agua de mar, toma abierta, entrega en cota 100 a 15 km)

	Unidades	1995	2002	2004	2010
1. Bases de cálculo					
Coste de inversión	€/m ³ -día	890	610	600	590
Amortización	Años	15	15	15	15
Interés	%	10	4	4	4
Consumo energía	kWh/m ³	5,3	4,1	3,6	2,9
Precio energía	€/kWh	0,077	0,048	0,048	0,048
2. Costes parciales					
Energía	€/m ³	0,408	0,196	0,172	0,139
Personal	€/m ³	0,036	0,036	0,030	0,025
Productos químicos	€/m ³	0,030	0,028	0,028	0,030
Mantenimiento	€/m ³	0,024	0,024	0,024	0,024
Membranas	€/m ³	0,018	0,018	0,016	0,014
TOTAL EXPLOTACIÓN	€/m ³	0,516	0,302	0,270	0,232
TOTAL AMORTIZACIÓN	€/m ³	0,337	0,170	0,168	0,165
COSTE TOTAL	€/m³	0,853	0,472	0,438	0,397

Fuente: Torres (2004)

Esta evaluación prospectiva, sobre la que se apoyó el Programa AGUA y que se ha convertido en un dato clásico en el sector, está basada en grandes centrales (más de 60.000 m³/día) con un funcionamiento a plena ocupación, y en el contexto de precios de la energía estables propios de los primeros años del presente siglo. De hecho, la estimación central de 2004 arriba indicada fue corroborada e incluso superada a la baja por una serie de grandes adjudicaciones que se produjeron en el mercado internacional entre 2002 y 2004, a precios tan bajos como 0,5269 \$/m³ en la central de Ashkelon, en Israel, o de 0,4359 \$/m³ en el proyecto SingSpring, en Singapur.

Evaluaciones más recientes de los costes teóricos de explotación en grandes plantas con tecnología de última generación en España apuntan hacia costes ligeramente superiores a los anteriores, debido a la evolución al alza de los costes de la energía, y los reactivos, así como de los costes de personal. La evaluación realizada a mediados de 2005 por Fariñas (2005) apunta para la planta de Carboneras, en el supuesto de que trabajase a pleno rendimiento (42 hm³/año), un coste de explotación de 0,343 €/m³, sin incluir amortizaciones. Para la nueva planta de Almería este mismo autor estima un coste de explotación de 0,424 €/m³, también a plena producción, sin amortizaciones, y siempre incluyendo los costes de entrega.

En conjunto, se puede tomar como horquilla de costes de explotación representativa del estado actual de la tecnología para plantas de más de 30.000 m³/día de ósmosis inversa de reciente construcción, a plena ocupación anual, la comprendida entre 0,35 y 0,45 €/m³, dependiendo de múltiples factores: tamaño de la planta, condiciones de la toma, calidad del agua, punto de entrega, etc.

La inclusión de los costes de entrega introduce una distorsión en los análisis de los costes de la desalación, pues estos costes son diferentes para cada central y no corresponden estrictamente al tratamiento, sino al transporte en alta, como en

cualquier otra potabilizadora. Para incorporar el coste de entrega con un criterio estándar, el CEDEX viene abogando desde hace años por establecer un coste de producción normalizado para el sector de la desalación con entrega en cota 100 m. y a 15 km. de la planta. Los costes de entrega en esas condiciones, teniendo en cuenta todos los factores (energía, amortización, gestión y mantenimiento de conducciones y equipos de bombeo), oscilan normalmente entre 0,04 y 0,06 €/m³.

Por lo que se refiere a los costes de inversión, a comienzos de la presente década en el sector internacional de la desalación se utilizaba un estándar de costes de inversión para grandes plantas, por encima de los 100.000 m³/día, de unos 600 euros por m³/día de capacidad. Sin embargo, en los años más recientes este estándar está siendo frecuentemente superado en la práctica, por diversas razones que suelen ser específicas para cada actuación. En España se han producido adjudicaciones sensiblemente por debajo de ese estándar (Valdelentisco, 546 €/m³/día; San Pedro del Pinatar, 568 €/m³/día), pero posteriormente, diversas incidencias en los procesos constructivos han acabado situando las inversiones totales por encima de estas cifras.

En cualquier caso, las economías de escala son muy importantes en los costes de inversión de las desaladoras de ósmosis inversa. En el documento anteriormente citado, Fariñas propone la siguiente escala de costes unitarios (tabla 2) en función de la capacidad de cada planta:

Tabla 2. Costes de inversión en desaladoras de agua marina por ósmosis inversa

Capacidad en m ³ /día	2.000	5.000	10.000	50.000	100.000	150.000
Inversión en € por m ³ /día	1.472,5	1.172,0	1.081,8	781,3	721,2	691,2

La repercusión de la inversión sobre el coste global de desalación varía en función de los criterios de amortización que se apliquen. En España había sido habitual hasta comienzos de la presente década amortizar globalmente las plantas a 15 años, pues debido al rápido desarrollo tecnológico del sector, las instalaciones solían quedar obsoletas incluso antes de ese período. Últimamente, sin embargo, este criterio está cambiando, y se tiende a amortizar cada uno de los componentes de las plantas en plazos que respondan con cierta fidelidad a la vida útil de los mismos. Los plazos aplicables con este criterio pueden ser de 25 o más años para la obra civil, y periodos inferiores para los distintos tipos de equipos e instalaciones.

Una evaluación cuidadosa realizada en 2004 de los costes reales de amortización de varias grandes plantas desaladoras españolas, sobre la base de amortizar la obra civil a 30 años, ofrecía los resultados siguientes:

Tabla 3. Costes de amortización de grandes desaladoras en España

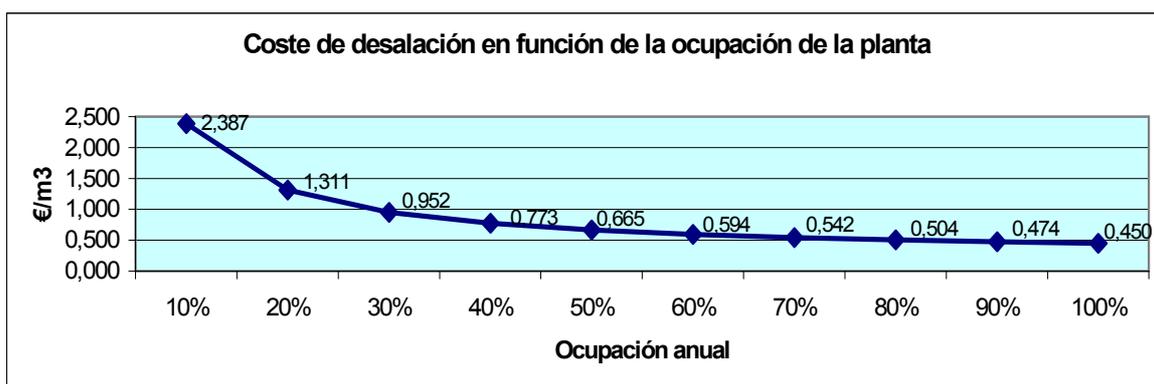
Desaladoras	Almería	S.P. Pinatar	Carboneras
Capacidad (m ³ /día)	50.000	65.000	120.000
Coste amortización €/m ³	0,156	0,126	0,147

Fuente: Izagirre, J.K. (2004)

En la actualidad, las plantas de gran tamaño (más de 60.000 m³/día) con tecnología de última generación, funcionando a plena ocupación a lo largo del año, con buena calidad en el agua de toma y condiciones favorables de captación, pueden producir

agua desalada a costes de entre 0,45 y 0,50 €/m³, sin subvenciones estatales, e incluyendo los costes de explotación, entrega y amortización, siempre que esta última se realice según el criterio de vida útil de cada componente. Este sería el coste de referencia correspondiente al “estado del arte” en el sector de la desalación. Sin embargo, cuando se incumplen una o varias de las condiciones de funcionamiento y contabilidad adecuadas, los costes de producción de agua desalada se pueden alejar sustancialmente del estado del arte del sector.

Para calibrar el efecto que tiene la ocupación de la planta en los costes del agua desalada, en el gráfico adjunto se ha representado la variación de los costes en función de la ocupación para una planta-tipo de 100.000 m³/día.



Fuente: Elaboración propia

2.3. Los costes reales en la industria de la desalación

Para analizar la estructura de costes de la industria de la desalación marina en España se dispone de información detallada sobre varias plantas o sistemas de desalación de la península y las islas, correspondiente al ejercicio de 2004. El presente análisis se centra en los costes de explotación sin incluir amortizaciones, pero sí costes de entrega. En la industria española de desalación con fines de abastecimiento público, los costes de amortización reciben un tratamiento circunstancial y prácticamente específico en cada caso. La disparidad de situaciones en relación con los parámetros clave para la financiación de los proyectos (grados de subvención, inversiones periféricas asociadas, criterios de amortización, etc.) es tal, que de la comparación de los diferentes casos no cabe extraer conclusiones útiles. Plantas con parámetros de inversión productiva similares llegan a registrar tasas de amortización por unidad de producto dos y hasta tres veces superiores en unos casos y otros.

A efectos de la comparación de los costes de explotación de plantas desaladoras, se ha considerado en la península la desaladora de Blanes (Gerona), en las Islas Baleares los sistemas de desalación de la Bahía de Palma y de Ibiza, que tienen en funcionamiento dos plantas en cada caso, y en las Islas Canarias el sistema de Lanzarote, que tiene también dos localizaciones industriales en funcionamiento. Los datos de estos sistemas se presentan en forma de casos anónimos para conservar la confidencialidad. Se indica también, a efectos comparativos, la estructura teórica de costes para Almería y Carboneras presentada por Fariñas en el documento anteriormente citado.

Tabla 4. Estructura de costes de varios sistemas de desalación en España (€/m³, 2004)

	Explotación real 2004				Estimación <i>ex-ante</i> 2004	
	Caso A	Caso B	Caso C	Caso D	Almería	Carboneras
Tasa de ocupación anual	90,4%	97,0%	74,4%	65,8%	100%	100%
COSTES FIJOS						
Personal	0,211	0,046	0,040	0,141	0,061	0,026
Mantenimiento	0,014	0,019	0,022	0,034	0,032	0,025
Término Potencia Eléctr.	0,037	0,013	0,103	0,093	0,018	0,016
Otros	0,022	0,009	0,007	0,013	0,023	0,008
TOTAL FIJOS	0,284	0,086	0,172	0,281	0,134	0,075
COSTES VARIABLES						
Reactivos	0,035	0,025	0,042	0,032	0,020	0,026
T. Consumo energía elec.	0,177	0,204	0,231	0,286	0,239	0,216
Reposición membranas	0,012	0,019	0,023	0,021	0,021	0,020
Otros	0,005	0,010	0,006	0,001	0,007	0,006
TOTAL VARIABLES	0,229	0,257	0,302	0,340	0,287	0,268
TOTAL EXPLOTACIÓN	0,513	0,344	0,474	0,621	0,421	0,343

Fuente: Elaboración propia sobre datos aportados por las entidades gestoras.

En la tabla 4 se puede comprobar la importancia de la tasa de ocupación en los costes finales, mayor incluso que la que se desprende de los análisis teóricos anteriormente expuestos. Otras condiciones de la explotación, como las estructuras de personal y la tipología de los contratos de suministro de energía, tienen gran importancia en los costes.

El único de los casos reales estudiados que operó prácticamente a plena ocupación en 2004 se sitúa en el entorno de costes correspondiente al estado del arte del sector, lo cual confirma que éste entorno se está alcanzado de modo realista en España cuando la demanda efectiva se ajusta a la capacidad de las plantas. Esta misma situación se ha podido comprobar en otras grandes plantas que han entrado en servicio posteriormente y han trabajado a plena ocupación en 2005 y 2006. De hecho, también en el caso C se ha comprobado sobre los datos de detalle disponibles que trabajando a plena ocupación este sistema habría operado en el entorno de costes del estado del arte sectorial. Los casos A y D se desvían porque presentan costes fijos (salariales y operativos) mucho más elevados debido a su particular estructura empresarial y productiva.

3. El desarrollo de la desalación marina en la costa mediterránea

3.1. El Programa AGUA: un nuevo enfoque en la gestión del agua

Tras la derogación del trasvase del Ebro se produjo un cambio sustancial en la política del agua en la costa mediterránea española. La nueva política, basada en una combinación de diferentes medidas, se hizo eco de los avances tecnológicos y económicos conseguidos en las tecnologías de desalación, y puso en marcha un ambicioso programa de desalación marina por ósmosis inversa.

El Programa AGUA descartó el trasvase del Ebro que proponía el PHN 2000 pero no cuestionó explícitamente las cifras de “demanda” o “déficits” hidrológicos que habían sido elaboradas como justificación del trasvase. El equipo redactor del PHN 2000 había calculado la demanda global del trasvase sumando todos los problemas hídricos que se detectaron en la fachada oriental de la costa mediterránea peninsular, desde Gerona hasta Almería. Algunos de estos problemas estaban pendientes desde tiempo atrás, mientras que otros aparecieron durante la propia redacción del PHN, ya que no se mencionaban en los respectivos Planes Hidrológicos de Cuenca aprobados pocos años atrás. Por este procedimiento se llegó a establecer una demanda pendiente de 1.000 hm³/año a satisfacer por el trasvase.

El Programa AGUA no realizó un análisis detallado de las necesidades de agua actuales y futuras, ni estableció los consiguientes balances recursos/necesidades. Estas carencias fueron criticadas por diversos observadores, que valoraron como muy negativa una carencia que parecía muy importante desde la óptica de la planificación hidrológica tradicional.

Sin embargo, la renuncia al instrumento de los balances hídricos no constituía una carencia o renuncia del nuevo programa, ni una debilidad metodológica del mismo, sino que respondía a los nuevos planteamientos de fondo en los que se inscribía la nueva política del agua. Conforme a los principios teóricos que inspiraban la migración desde las políticas de incremento de las disponibilidades mediante obras hidráulicas hacia políticas orientadas a la gestión sostenible del medio acuático y la estabilización o incluso reducción de las presiones sobre los ecosistemas acuáticos, no era ni necesario ni deseable aplicar a los nuevos programas la estructura conceptual de la planificación hidrológica tradicional, que consistía en proyectar a largo plazo unas “demandas” calculadas sin referencia a los precios, lo cual conducía normalmente a un balance deficitario cuya cobertura exigía incrementar la disponibilidad del recurso.

En sociedades maduras como la española, que ya han superado la etapa del desarrollo caracterizada por los crecimientos exponenciales de las magnitudes físicas de la economía, las variaciones en los consumos de recursos cambian de escala y de ritmo, estabilizándose o convirtiéndose en incrementales, mientras surgen nuevos instrumentos tecnológicos que, tanto por el lado de la demanda como de la oferta, permiten actuar eficazmente a la escala temporal y dimensional de esos cambios. En esta transformación, la gran planificación hidrológica, que en sí misma viene heredada de la antigua ideología del desarrollo, se queda sin su justificación central –la cuantificación de un gran déficit futuro a resolver con obras de escala proporcional–, mientras aparecen múltiples medidas “menores” capaces de solventar rápidamente y con elevada fiabilidad las variaciones incrementales de las necesidades de agua.

Para articular una gestión efectiva del suministro de agua en sociedades avanzadas, que necesitan ante todo calidad, garantía y seguridad de los abastecimientos, hay que realizar un esfuerzo mucho mayor que el actual en el conocimiento de las necesidades de agua presentes y próximas. Estas necesidades deben ser objeto de un seguimiento continuo, prácticamente en tiempo real, con detallados desgloses locales y sectoriales evaluados y calibrados en función del coste y el precio, y permanentemente actualizados en estrecho contacto y colaboración con las instituciones responsables de la administración de los diferentes usos (agricultura, abastecimiento, etc.).

Este seguimiento, que constituye una prioridad máxima en una gestión moderna del agua, debe estar orientado a facilitar la alarma temprana y la intervención anticipada y rápida ante las tendencias detectadas en las necesidades reales de agua, mediante los diferentes mecanismos tecnológicos, económicos o regulatorios disponibles.

Para ello las autoridades competentes deben establecer un proceso permanente de identificación de posibles medidas de intervención, procediendo a la clasificación de las mismas según su relación coste/eficiencia multidimensional, y abordando su aplicación sucesiva por orden de idoneidad, según lo vaya recomendando la evolución de las necesidades, y todo ello en un marco integrado de gestión continua de la garantía volumétrica, la reducción de la vulnerabilidad y la mejora de la calidad.

Este planteamiento, diametralmente opuesto al de la antigua planificación hidrológica del desarrollo, responde fielmente al espíritu y a la letra de la Directiva Marco del Agua, en la que de hecho no aparece ninguno de los conceptos básicos de la planificación hidrológica tradicional (“balance recursos/demandas”, “déficit”, “disponibilidad de recursos”, etc.), pero sí se hace gran hincapié en la actuación según los principios de subsidiariedad (actuar al nivel territorial en el que se presentan los problemas) y de plena recuperación de costes.

En sus orígenes, los principios básicos del Programa AGUA se atenían a esta nueva visión de la política del agua. El Programa proponía en primer lugar solventar urgentemente los problemas reales e inmediatos que se habían venido agravando durante el largo bloqueo de la política del agua de la década anterior, derivado de los conflictos suscitados por las propuestas de grandes trasvases. Para ello planteaba un primer conjunto de medidas de ahorro, modernización, reutilización y mejoras de gestión, bien identificadas a nivel local, y capaces de aportar varios cientos de hm³ al año, suficientes para resolver las principales necesidades pendientes en diversas zonas de la costa mediterránea. Y en segundo término contaba con la herramienta de la desalación marina para completar el proceso de intervención, solventando aquellas situaciones locales de carencia de recursos que no se pudieran satisfacer por otros medios, y quedando como instrumento de reserva para posibles necesidades ulteriores en función de las necesidades de la demanda efectiva.

La intervención se planteaba, en suma, con un enfoque local, tratando de resolver las situaciones o problemas locales con diferentes medidas de gestión y optimización, y allá donde estas medidas resultasen insuficientes, con actuaciones de desalación salobre o marina. Este enfoque no prejuzgaba ningún volumen global de aportaciones de agua, pues ni tan siquiera tenía sentido formular esas totalizaciones en un ámbito tan extenso y diverso como la costa mediterránea peninsular española. Los volúmenes de agua a aportar a cada zona serían los que se desprendieran de las demandas efectivas afectadas por los precios que se expresasen en cada zona, a través de la disposición de los usuarios a contratar en firme los suministros de agua que considerasen necesarios.

Aunque este fue el planteamiento de fondo del Programa AGUA, no fue presentado ante la opinión pública con la claridad metodológica y conceptual que hubiera sido deseable, posiblemente debido a que el entorno político, mediático y sociocultural reinante hacía muy difícil conseguir una aceptación mayoritaria de las ideas que estaban detrás del programa en su concepción original. El viejo marco cultural del desarrollo hidráulico (“llevar el agua de donde sobra a donde falta”) era y sigue siendo todavía dominante no sólo en el imaginario colectivo de la sociedad española, sino también en una fracción muy importante –aunque lentamente declinante- de la administración del agua y de los ámbitos académicos y profesionales relacionados con el sector. Esta situación se agudizaba con el ambiente de tensión y crispación política en torno al tema del agua que se arrastraba desde la etapa anterior, y que había sido exacerbado en algunas comunidades autónomas tras la cancelación del trasvase del Ebro.

Todo ello hacía que la mayoría de los medios de comunicación no entendieran ni prestaran credibilidad –ni entonces ni ahora- a ninguna política del agua que no se formulara en los términos volumétricos agregados de las tradicionales políticas de obras hidráulicas y que, como mínimo, no “igualara” los volúmenes de agua que se suponía que habría aportado el trasvase del Ebro. El despliegue mediático de seguimiento del conflicto del PHN había fijado en la opinión pública la cifra de los 1.000 hm³/año como referencia global de la “demanda”, así como una determinada distribución entre las zonas receptoras, que independientemente de su veracidad y su viabilidad técnica estaba mediáticamente consolidada.

Posiblemente, este estado de opinión condicionó la presentación, algunos meses después del lanzamiento del programa, de una determinada cifra total de aportaciones (1.063 hm³/año) como un objetivo cuantitativo global, que acabó quedando asociado al Programa AGUA. Esta cifra se alcanzaba con 442 hm³/año derivados de las medidas urgentes de gestión y 621 hm³/año de nueva capacidad de desalación (marina y salobre). Bajo la presión política y mediática reinante, esta dinámica de comparación volumétrica con el trasvase del Ebro, que carecía por completo de sentido técnico e hidrológico, se fue reproduciendo a escala de demarcación hidrográfica, de comunidad autónoma, e incluso provincia por provincia.

En los medios defensores de la renovación de la política del agua, la forzada comparación volumétrica con las cifras elaboradas en su día para el trasvase del Ebro causó en su momento un lógico desagrado, pero no una excesiva inquietud, pues se conocía el carácter básicamente político y publicitario de estas cifras agregadas, y existía el convencimiento de que serían las demandas efectivas existentes las que finalmente establecerían el volumen final de nueva oferta a crear. Se confiaba en que si se mantenía el principio de implantar capacidad de oferta sólo por encargo en firme y con compromiso fehaciente de compra por los futuros usuarios con plena recuperación de costes, principio sobre el que descansaba el Programa AGUA, la nueva oferta de agua se iría ajustando en cada momento a la demanda efectiva

El caso es que la aplicación de este principio se fue debilitando a medida que arreciaba la presión política y mediática y la irracionalización del debate del agua, y fue perdiendo su carácter de mecanismo regulador del desarrollo de la desalación.

Por una parte, las Administraciones locales y autonómicas más interesadas en avivar la “guerra del agua” rechazaban de plano cualquier acuerdo con la Administración estatal para la adquisición de agua desalada, incluso en los lugares en que era más evidente su necesidad. Para evitar la aparición de crisis locales de abastecimiento que, además de ocasionar graves trastornos ciudadanos, pudieran luego ser presentadas mediáticamente como causadas por la derogación del trasvase del Ebro, la Administración responsable se vio forzada a poner en marcha algunos importantes proyectos de desalación sin haber podido establecer acuerdos previos de adquisición del agua con todos o con parte de los futuros usuarios.

Al mismo tiempo, el *boom* inmobiliario de la costa mediterránea indujo a numerosos ayuntamientos y entidades abastecedoras a solicitar la instalación de importantes capacidades de desalación para obtener cobertura formal de abastecimiento para sus programas de desarrollo urbanístico. En la medida en que el principio del compromiso de adquisición en firme había quedado debilitado, algunos proyectos se apoyaron en simples acuerdos de intenciones de compra, sin compromiso de adquisición.

Un papel adicional bastante discreto, pero muy relevante por su peso en las relaciones institucionales entre la Administración central y algunas Administraciones autonómicas, lo ha jugado el plazo límite para la obtención de subvenciones europeas en el

marco de programación actual, que finaliza en diciembre de 2008. Las administraciones territoriales suelen pugnar, en el sector del agua como en todos los sectores, por obtener el mayor volumen posible de inversiones europeas, y existe también un interés político por conseguir que se mantenga dentro del sector del agua la mayor fracción posible de las subvenciones europeas solicitadas en su día (aunque nunca concedidas) para el trasvase del Ebro.

Es importante señalar, por último, el bloqueo que ha representado el clima de tensión política y mediática sobre los intentos de avanzar hacia una racionalización y modernización en profundidad del uso del agua en España, que posiblemente habrían permitido ajustar en términos más adecuados el programa de desalación.

En este clima, los posicionamientos territoriales más alejados de cualquier perspectiva avanzada de la gestión del agua han acabado dominando la escena y haciéndose políticamente intocables. Varias comunidades autónomas han tratado de blindar estatutariamente sus ríos frente a los trasvases, ya sean actuales o futuros, pero no con finalidades ambientales, de restitución de caudales naturales, o de mejora del estado ecológico de los cursos de agua o de los ecosistemas acuáticos, sino para seguir ampliando los enormes regadíos extensivos subvencionados heredados del pasado, que hoy en día constituyen el paradigma de la insostenibilidad hidrológica, económica y agraria. Otras reclaman a diario la cesión igualmente subvencionada de grandes cantidades de agua para seguir alimentando procesos de desarrollo urbanístico y territorial igualmente insostenibles. Algunas llegan al extremo de exigir el envío de agua desde el exterior para tratar de rehabilitar sus ecosistemas acuáticos, después de haberlos aniquilado por la sobreexplotación hidráulica o por el acoso urbanístico y territorial.

Este ambiente social, estimulado cotidianamente por los medios de comunicación y los círculos políticos locales, ha dificultado en gran medida la adopción de las medidas de fondo que requiere desde hace décadas el sector del agua en España. Se ha demostrado políticamente inviable incidir eficazmente sobre el sector desde el lado de la demanda: no se ha podido establecer una tasa mínima de disponibilidad sobre el uso de los recursos naturales; no se ha podido avanzar, ni mínimamente, en la aplicación del principio de recuperación de costes; no se ha podido limitar el uso del agua en los cultivos extensivos en función de unos mínimos de rentabilidad económica y social; no se ha podido exigir la devolución al medio natural de los caudales ahorrados por modernización o por abandono de cultivos; los caudales ahorrados o no utilizados se siguen utilizando para ampliar los regadíos o incluso para venderlos en dudosos mercados del agua; no se ha podido establecer, tras algunos intentos fallidos, mínimos de rendimiento de las redes como condición para ampliar la dotación de cualquier abastecimiento, etc..

En estas condiciones, el Programa AGUA ha ido adquiriendo algunos perfiles de las clásicas políticas de oferta, con contradicciones llamativas. Por ejemplo, se están implantando grandes capacidades de desalación en las mismas cuencas o en sistemas interconectados -o fácilmente interconectables- con otros en los que se siguen gastando cientos de hm³ anuales en regadíos extensivos subvencionados con productividades brutas de 8 o 10 céntimos de euro por m³, mientras el coste del agua desalada multiplica por cinco esa cifra. Ni siquiera ha sido posible asignar a los enormes recursos que se malgastan año tras año en esos cultivos una función de última garantía en casos de sequía extrema para las zonas objetivo del Programa AGUA, que habría permitido reducir considerablemente la capacidad de desalación instalada, ajustándola mejor a las demandas efectivas existentes.

Casos paradigmáticos de esta situación general son los grandes acuíferos de la Mancha Oriental o los caudales de la cuenca del Segre, cuyos recursos se siguen aplicando en volúmenes de muchos cientos de hm³ a cultivos subvencionados de ínfima productividad hidrológica incluso en las fases más severas de las sucesivas sequías. Estos recursos podrían cumplir la función de última garantía de los abastecimientos costeros, con indemnización de las cosechas perdidas, a costes muy inferiores a los del agua desalada, o más exactamente, a los que conlleva cubrir la garantía en las situaciones de sequía extrema con capacidad adicional de desalación.

Esta deriva del Programa AGUA hacia un planteamiento de oferta tradicional se proyecta hacia el futuro de modo especialmente visible en varias zonas del litoral en las que están previstos disparatados crecimientos urbanísticos. Las nuevas capacidades de desalación garantizan muy holgadamente los suministros futuros de agua que puedan requerir en su día estas actuaciones, si se llegan a ejecutar, pero ni siquiera se exige a los promotores urbanísticos o a las administraciones locales que los representan el compromiso formal de compra de la producción o la co-financiación de las inversiones.

En este contexto no debe extrañar que un número creciente de observadores estén encuadrando el Programa AGUA en el marco de una política general del agua que desde hace algún tiempo parece estar siendo tenaz y silenciosamente reconducida por algunos círculos de la comunidad de política hidráulica hacia los pilares tradicionales de esa política: la sobreestimación de los recursos y las demandas, y la subestimación de los costes.

3.2. Las nuevas capacidades de desalación en la costa mediterránea

Como se ha expuesto en el apartado anterior, el complejo marco político, mediático e institucional de los últimos años ha acabado condicionando el desarrollo del Programa AGUA más allá de los supuestos técnicos, económicos y ambientales sustancialmente correctos en los que se basaba su formulación.

En estas condiciones, la primera cuestión que interesa valorar en relación con el actual desarrollo de la desalación en la costa peninsular española es el encaje de las nuevas capacidades de desalación con las demandas existentes o previsibles. Estas valoraciones deben ser realizadas a nivel local, comarcal, o de sistema integrado de gestión, pero no a una escala de vertiente mediterránea integrada que ya no tiene ningún sentido como espacio de planificación.

El desarrollo de la desalación marina en la costa mediterránea peninsular en los últimos cuatro años se ha basado en varios componentes. Por un lado están las actuaciones procedentes de etapas anteriores que finalmente han sido inauguradas en la etapa actual. Por otro, las actuaciones del Programa AGUA, algunas ya operativas pero la mayor parte en estado de construcción a finales de 2007. Y por último existen algunas iniciativas de origen autonómico o municipal, o incluso privado, algunas de las cuales están ya en servicio y el resto en construcción.

En la tabla adjunta se relacionan las plantas de desalación marina con una capacidad superior a los 20.000 m³/día que existen o se están implantando en el litoral mediterráneo peninsular. Las plantas indicadas en situación de "En estudio" son aquellas que están programadas pero cuya construcción aún no ha sido adjudicada.

Tabla 5. Grandes plantas de desalación de agua de mar en la costa mediterránea peninsular

Localización	Provincia	Capacidad m ³ /día	Aportación (hm ³ /año)			Situación
			Total	Urbano	Agrario	
* Marbella	Málaga	58.000	20	20	-	Operativa
* Mijas	Málaga	58.000	20	20	-	En proyecto
* Campo de Dalías	Almería	86.000	30	15	15	En construcción
Almería	Almería	52.000	18	18	-	Operativa
* Níjar-Rambla Morales	Almería	58.000	20	-	20	En construcción
* Carboneras	Almería	120.000	42	5	37	Operativa
* Bajo Almanzora	Almería	58.000	20	5	15	En construcción
* Aguilas	Murcia	172.000	60	10	50	En construcción
* Valdelentisco-Mazarrón	Murcia	200.000	70	20	50	En construcción
Escombreras - Cartagena	Murcia	63.000	22	22	-	En construcción
* San Pedro del Pinatar I	Murcia	68.000	24	24	-	Operativa
* San Pedro del Pinatar II	Murcia	68.000	24	24	-	En construcción
* Torrevieja	Alicante	230.000	80	40	40	En construcción
Alicante I (25% Prog. AGUA)	Alicante	68.000	24	24	-	Operativa
* Alicante II	Alicante	68.000	24	24	-	En construcción
* Mutxamel	Alicante	52.000	18	18	-	En construcción
* Jávea	Alicante	29.000	10	10	-	Operativa
* Denia	Alicante	26.000	9	9	-	En proyecto
* Sagunto	Valencia	23.000	8	8	-	En construcción
* Moncófar	Castellón	43.000	15	15	-	En construcción
* Oropesa	Castellón	52.000	18	18	-	En construcción
Garraf	Barcelona	58.000	20	20	-	En estudio
* El Prat de Llobregat	Barcelona	172.000	60	60	-	En construcción
Tordera	Gerona	29.000	10	10	-	Operativa
* Tordera II	Gerona	29.000	10	10	-	En estudio
TOTAL PENÍNSULA		1.940.000	676	449	227	

Fuente: Elaboración propia sobre datos del MMA y otros operadores.

Se incluyen sólo las plantas con una capacidad superior a 20.000 m³/día.

(*): Integrada en el Programa AGUA.

El conjunto de las plantas recogidas en la tabla representa una capacidad de producción de agua desalada de origen marino de casi 2 hm³ diarios. Cuando esta capacidad esté plenamente operativa podrá realizar una aportación global de unos 676 hm³/año. De ellos, 588 hm³/año corresponderán a actuaciones incluidas de algún modo en el Programa AGUA y el resto a actuaciones anteriores del Ministerio de Medio Ambiente o a proyectos de otros operadores. Del volumen total de 676 hm³/año, 449 están destinados a abastecimientos urbanos, y 227 a usos agrarios. Añadiendo algunas pequeñas plantas municipales o privadas que se localizan sobre todo en las provincias de Alicante y Murcia la capacidad total superará los 700 hm³/año.

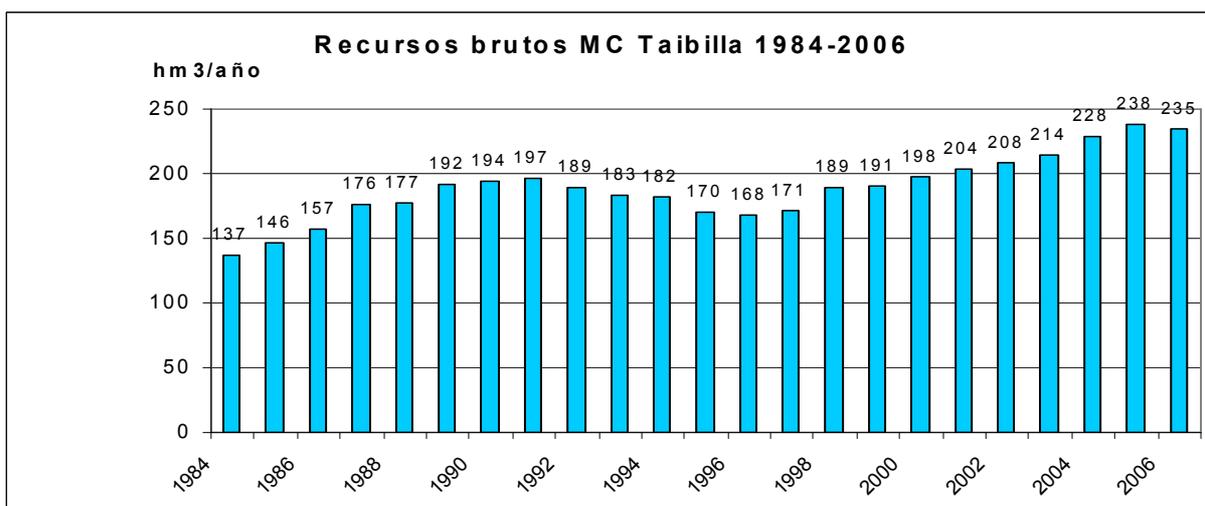
Puede ser de interés cotejar los datos recogidos en la tabla con algunas magnitudes significativas del suministro de agua en la costa mediterránea. Para situar correctamente las magnitudes hidrológicas de la desalación marina conviene recordar que en las estaciones desaladoras las capacidades de suministro instaladas son reales al cien por cien, a diferencia de lo que ha ocurrido con frecuencia en las grandes obras hidráulicas tradicionales, que una vez ejecutadas no solían ofrecer los volúmenes de suministro previstos.

3.3. Nuevas capacidades de desalación para usos urbanos

La primera consideración de interés es la que se refiere a la distribución de los nuevos recursos procedentes de la desalación marina entre usos urbanos y agrarios.

En las nuevas aportaciones por desalación para usos urbanos, se identifican dos sistemas receptores principales: la Mancomunidad de los Canales del Taibilla (MCT), que abastece a 79 municipios en las provincias de Murcia, Alicante y Albacete, y el Acueducto Ter-Llobregat (ATLL), que abastece parcialmente a Barcelona y a otros 84 municipios de su región metropolitana. El resto de los sistemas receptores corresponde a municipios o comarcas con una dimensión demográfica muy inferior, y que consiguientemente van a recibir nuevas capacidades de desalación sensiblemente menores a las de los dos sistemas principales

La MCT abastece de agua en alta a unos 2,8 millones de habitantes-equivalentes, incluyendo una importante demanda turística. La demanda urbana bruta de este sistema ha presentado en los últimos años una clara tendencia al crecimiento, después de haberse reducido sensiblemente a mediados de la década de 1990 como consecuencia de los notables esfuerzos realizados en materia de rendimiento de las redes, mejora de la eficiencia en el uso del agua y otras intervenciones por el lado de la demanda. En el gráfico adjunto se indican los consumos brutos de agua del sistema MCT entre 1984 y 2006. En 2007 los datos provisionales indican que se ha estabilizado el consumo respecto al año anterior.



Fuente.: Mancomunidad de Canales del Taibilla

La capacidad de desalación marina prevista en el sistema de la MCT asciende a un total de 166 hm³/año², lo cual representa algo más del 70% de los recursos brutos captados por este sistema en 2007. Los únicos consumos de la MCT no sustituibles por agua desalada son los asignados al abastecimiento de los municipios situados en zonas altas de la Cuenca del Segura, tanto en Albacete como en Murcia, que presentan una población y un consumo de escasa entidad en el contexto de las magnitudes que caracterizan a la MCT.

Por otra parte, los municipios de Alicante situados en la Cuenca del Júcar y atendidos parcialmente por la MCT recibieron en 2002 (antes de que se iniciara la distribución en la zona de las aguas desaladas) aportaciones de recursos de su propia cuenca

² A esta cifra se añaden 22 hm³ de la desaladora de Escombreras, en construcción avanzada.

(principalmente del Alto Vinalopó) por un montante total de unos 32 hm³. Este volumen también sería, en principio, sustituible por aguas procedentes de las desaladoras alicantinas vinculadas al sistema.

En conjunto, dentro del ámbito territorial del Taibilla se podrían sustituir, en la situación actual, hasta unos 250 hm³/año de agua de varias procedencias (ATS, Taibilla, Vinalopó...). Sobre esta base, para llegar a la plena ocupación de la capacidad de desalación prevista con fines urbanos en las plantas ubicadas entre Aguilas y Alicante, el consumo urbano en ese territorio debería apoyarse en un 75% en recurso desalado, considerando los consumos actuales. Teniendo en cuenta la elevada modulación estacional de la demanda en esta zona, en estas condiciones no sería fácil gestionar el sistema manteniendo las desaladoras a plena ocupación a lo largo de todo el año, para evitar incurrir en los considerables sobrecostes que se generan en las desaladoras cuando trabajan por debajo de su capacidad nominal, como se observó anteriormente en el apartado dedicado a los costes.

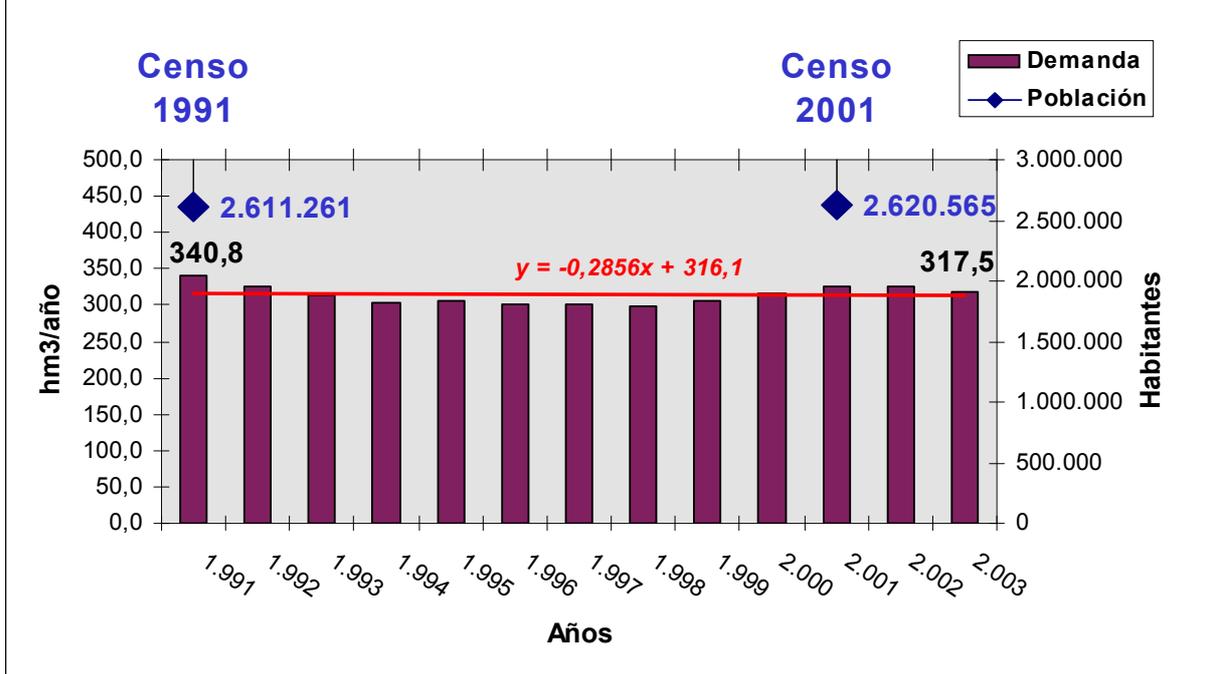
En esta zona existen ciertas expectativas de incremento de la demanda. Desde comienzos del presente siglo se ha registrado una gran expansión inmobiliaria, aunque desde el presente año 2007 este sector parece estar entrando en una etapa de ralentización. Entre 2000 y 2007 las captaciones de recursos brutos de la MCT pasaron de 198 hm³ a 235 hm³. Esta evolución supone un crecimiento de 37 hm³/año en términos absolutos, un aumento significativo, pero que no ha supuesto un cambio de escala de la demanda, y que parece haberse detenido a partir de 2005.

En los próximos años continuará la ejecución de algunos de los extensos desarrollos urbanísticos actualmente en curso en todo el territorio servido por la MCT, pero no parece probable que se mantenga el ritmo de los años anteriores. Por otra parte, los numerosos campos de golf que se están instalando, que requieren entre 0,3 y 0,5 hm³ anuales por campo, se suministran preceptivamente de aguas depuradas y en algunos casos, dudosamente legales, de los derechos de riego agrario anteriores, cuando se asientan en antiguas zonas de regadío. En cualquier caso, el abastecimiento de los campos de golf compite más con los usos de riego agrario que con los usos urbanos.

En suma, el urbanismo descontrolado que se ha extendido por la costa mediterránea constituye un grave problema territorial, ambiental y paisajístico, pero su incidencia en las demandas hídricas urbanas parece estar siendo más limitada de lo que muchos observadores esperaban. En un contexto de demanda básicamente estable, a medida que las plantas en construcción vayan entrando en servicio, para mantener en ocupación plena o muy elevada la totalidad de la capacidad disponible sería necesario reorientar en los próximos años el sistema global de abastecimiento hacia el uso generalizado (y en invierno prácticamente exclusivo) de agua desalada.

En el otro gran sistema receptor de agua desalada, el sistema ATLL, la evolución de los consumos ha registrado un patrón similar al de la MCT, que de hecho se ha repetido en otros grandes sistemas españoles. Los caudales suministrados han descendido ligeramente desde comienzos de la década de 1990 hasta 2003, pese al aumento de la población conectada, gracias a las mejoras de eficiencia, según se puede observar en el gráfico adjunto, correspondiente al consumo en alta de los 50 municipios conectados a la red en 1991. En 2003 eran ya 85, con una población de 2.900.000 habitantes y un consumo en alta de 345 hm³ en 2003

Tendencia estructural de la demanda en la RMB Evolución en los 50 municipios conectados a la red en 1991



Fuente.: Agencia Catalana del Agua.

Frente a la entrada en el sistema de las aguas desaladas, la situación previsible es distinta de la descrita para la MCT. El volumen total de recursos suministrados en este sistema es superior al de la MCT (oscila actualmente en torno a 350 hm³/año, incluyendo ATLL, Sant Joan d'Espí y Mines de Terrassa), y la capacidad de desalación prevista es sensiblemente inferior (100 hm³/año, suponiendo que se lleguen a construir las centrales del Garraf y Tordera II, y que tanto esta última como Tordera I -y con ella el Consorci de la Costa Brava- se acabasen conectando con el sistema ATLL). Ello implica que el porcentaje que puede representar la desalación en el conjunto del sistema metropolitano de Barcelona más el CCB no alcanzaría en ningún momento el orden del 25%, en la situación de consumo actual. Además, el sistema ATLL tiene una escasa estacionalidad, aunque no así el CCB.

Las dificultades de gestión de la desalación en este sistema pueden venir más bien de la irregularidad de las aportaciones naturales de los ríos Ter y Llogregat, así como de la ajustada capacidad de almacenamiento disponible. Esta situación puede inducir a cerrar las desaladoras en años lluviosos para aprovechar en mayor medida el agua forzosamente desembalsada, elevando así el coste medio del agua desalada, aunque el coste medio del conjunto del agua utilizada resultase inferior.

El resto de los sistemas que van a recibir aguas desaladas en la costa mediterránea peninsular son de dimensión inferior, pero no están exentos del riesgo de registrar capacidades excedentarias en varios casos. Así, Marbella ha tenido cerrada durante años la planta que se construyó precipitadamente en 1996 como respuesta a la sequía de la década de 1990, y que actualmente se está rehabilitando con cargo al Programa AGUA. La planta de Almería está terminada desde finales de 2005 pero sólo se inició la producción en una de las siete líneas disponibles a comienzos de 2007, y posteriormente se ha puesto en servicio una segunda línea. La desaladora de Jávea funciona sólo parcialmente fuera de la temporada turística, y hasta ahora han

fracasado los intentos de buscar acuerdos con otros usuarios para mejorar su ocupación. La Marina Baja, en años de precipitación media, cuenta con recursos suficientes de origen superficial y subterráneo.

Sin embargo, las plantas que pueden llegar a tener un funcionamiento más estrictamente estacional son las de la provincia de Castellón (Moncófar y Oropesa, con un total de 34 hm³/año), que difícilmente contarán con demanda suficiente para absorber la producción prevista, incluso en plena temporada turística. Hay que recordar que el PHN cifraba en 20 hm³/año la demanda futura del sistema urbano Castellón-Benicassim y que toda la Marina Baja, incluyendo Benidorm, apenas consume en la actualidad 25 hm³/año.

Un planteamiento integrado de capacidad de desalación con capacidad de almacenamiento en embalses, o mejor en acuíferos confinados en caso de disponer de éstos, posiblemente habría permitido en varios casos reducir las capacidades de desalación y aumentar la tasa de ocupación de las plantas, contribuyendo a reducir los costes medios del agua desalada, así como sus impactos ambientales.

3.4. Nueva capacidad de desalación para riego en el área del ATS

Otra valoración de presumible interés es la referente a la capacidad de desalación y al volumen global de recursos con que contará la actividad agraria en las zonas atendidas por el Acueducto Tajo-Segura (ATS), cuya red de distribución se extiende desde la cuenca del Almanzora, en Almería, hasta Alicante³. En el conjunto de estas zonas la capacidad de desalación marina es de 348 hm³/año, de los cuales 193 están asignados a usos urbanos, y los 155 restantes a usos de regadío.

A estos volúmenes hay que añadirle una cierta capacidad adicional en plantas de pequeño tamaño, o de aguas salobres, que se orientan principalmente a regadío. En conjunto, la nueva capacidad de producción de agua instalada o en vías de instalación en esta zona se situará en el entorno de 400 hm³, con destino a partes aproximadamente iguales a uso urbano y agrario, sin considerar la posible ampliación de la planta de Torrevieja, en construcción para 80 hm³/año, pero ampliable a 120.

Sin embargo, hay que tener en cuenta que el plan de explotación del ATS reservaba 135 hm³/año para usos urbanos, que posteriormente fueron elevados a 150. De esta reserva, la MCT viene recibiendo del ATS volúmenes de agua que ascendieron ya en 1991 a 130 hm³ y alcanzaron los 160 hm³ en 2003, fecha en la que se inició la entrada de agua desalada en el sistema. Desde entonces, a medida que va aumentando la disponibilidad de este nuevo recurso la MCT depende cada vez menos de los recursos del ATS y de otros recursos locales. El destino de los caudales urbanos del ATS que puedan quedar liberados por el desarrollo de la desalación no está claramente definido por el momento. Podrían ser reasignados a los regadíos del ATS, o a cultivos subvencionados en La Mancha, que son el principal consumidor de agua de la mitad sur peninsular, o incluso podrían ser devueltos a los caudales naturales del Tajo, para superar la crítica situación que padece este río desde su cabecera hasta Aranjuez.

Sea cual sea el destino final de estos caudales, el panorama de los recursos agrarios en la zona del ATS va a cambiar sustancialmente con el programa de desalación en curso. Hay que recordar que las aportaciones medias del acueducto Tajo-Segura desde sus primeros envíos en 1979 hasta el año hidrológico 2005-2006 han sido de

³ Existe una conducción que se prolonga desde Alicante hasta Benidorm, pero en principio sólo se utiliza para realizar aportaciones de socorro a la Marina Baja con recursos de la cuenca del Júcar, vía ATS.

unos 320 hm³/año. Descontando la media histórica de aportaciones urbanas, quedan menos de 200 hm³/año como media recibida por la agricultura del ATS. Ello supone que la nueva capacidad de desalación global prevista para usos agrarios en esta zona equivale a las aportaciones medias históricas del acueducto para este uso, incluso en el supuesto de que las asignaciones del ATS para usos urbanos dejaran de llegar a la vertiente mediterránea y se quedasen en el Tajo o en la agricultura de La Mancha.

Por otra parte, si se computan las nuevas aportaciones que se derivarán de las medidas de reutilización, eficiencia y mejora de la gestión que están en curso en la zona, tanto en el Programa AGUA (160 hm³ entre las tres provincias receptoras del ATS) como en otras actuaciones, así como las posibles aportaciones del nuevo trasvase Negratín-Almanzora, con 50 hm³/año de capacidad nominal, las nuevas disponibilidades prácticamente duplicarán, en el peor de los casos, las aportaciones agrarias históricas del ATS.

No es muy conocido el hecho de que en el quinquenio 1999-2003, en plena polémica sobre el trasvase del Ebro, se elevaron las transferencias del ATS prácticamente a la máxima capacidad de la conducción haciendo uso de las reservas acumuladas en la cabecera del Tajo en la etapa lluviosa de 1996 a 1999. En el quinquenio 1999-2003 se envió a la cuenca del Segura una media de 542 hm³/año, cifra que nunca se había alcanzado con anterioridad, ni siquiera en algún ejercicio aislado. En alguno de aquellos años, los servicios técnicos de la Confederación del Segura tuvieron problemas para colocar toda el agua recibida en las zonas y usos adscritos legalmente al trasvase. Debido a la pérdida de superficie agraria ocasionada por los procesos de urbanización y a la mayor eficiencia en el uso del agua por la introducción de nuevas tecnologías de riego, la demanda efectiva de agua en regadíos legales adscritos al ATS no alcanzaba a consumir toda el agua recibida para ese uso. Teniendo en cuenta que las derivaciones del ATS para usos urbanos oscilaron en aquellos años en torno a los 150 hm³/año, la demanda agraria efectiva en regadíos legales adscritos al ATS al parecer se daba por satisfecha con menos de 400 hm³ anuales, a precios ATS.

Sobre estos datos cabe preguntarse cual será el grado de utilización de los recursos desalados en aquellos años en los que exista una aportación importante de recursos del ATS, y si eventuales disponibilidades no demandadas por los regadíos existentes no podrían inducir nuevas ampliaciones del regadío *alegal* o en precario, dando lugar posteriormente a la consolidación de nuevas demandas y nuevos “déficits” de hecho, según la terminología de la planificación hidrológica tradicional, como ya ocurrió en ciclos anteriores de ampliación de los recursos o de las expectativas en esta zona.

En la provincia de Almería está prevista la creación de una capacidad de desalación marina de 112 hm³/año. En esta provincia existe cierta polémica sobre la posibilidad de que el conjunto de las plantas operativas o en construcción acabe generando una capacidad excedentaria, especialmente en el Levante Almeriense. La localización de la planta de Carboneras se decidió a finales de la década de 1990 obedeciendo a la vecindad con la central térmica ubicada en la misma localidad, pero su distancia a las principales zonas de consumo agrario, situadas en el interior del extenso término de Níjar, ha ocasionado dificultades para la distribución del agua a los usuarios. Por otra parte, la construcción de la planta de Rambla Morales ha estado rodeada desde sus comienzos en 2004 de una considerable polémica. En la actualidad está en estudio alguna solución para viabilizar el funcionamiento de esta planta (que todavía no está plenamente finalizada), en coordinación con la planta de Carboneras.

4. Los consumos de energía en la desalación marina

4.1. Bases físicas de la ósmosis. Consumo mínimo ideal de energía.

Si se ponen en contacto dos sistemas termodinámicos que no están en equilibrio, esto es, que tienen diferentes presiones, temperaturas, concentraciones u otras variables de estado, tenderán a restablecer el equilibrio intercambiando entre sí materiales y energía. Si se trata de dos disoluciones de diferente concentración y su contacto se establece a través de una membrana semipermeable que deja pasar el disolvente pero no el soluto, ambos sistemas sólo podrán desplazarse hacia el equilibrio haciendo pasar disolvente desde la solución menos concentrada a la más concentrada, diluyendo ésta hasta igualar las concentraciones de ambos. Este proceso, fácilmente observable en el laboratorio, responde al fenómeno natural de la “ósmosis”.

Para que una molécula de disolvente se ponga en movimiento y atraviese la membrana semipermeable alguna fuerza debe impulsarla. En el experimento anterior de las dos disoluciones de diferente concentración separadas por una membrana semipermeable, se observa que aparece un diferencial de presión entre los dos lados de la membrana, o lo que es lo mismo, entre las dos disoluciones. Ese diferencial de presión es el que impulsa a las moléculas para atravesar la membrana.

La diferencia de presión que se registra entre una masa de solvente puro y una disolución separadas por una membrana semipermeable, recibe el nombre de “presión osmótica” de esa disolución. La presión osmótica de una disolución es proporcional a la concentración de solutos que contiene. Por efecto de la presión osmótica, un cierto flujo de disolvente atravesará espontáneamente la membrana desde el lado del disolvente puro hacia el lado de la disolución, tendiendo a diluir esta última. Sin embargo, si se aplica artificialmente cierta presión al lado de la disolución, se observa que el flujo de solvente puro hacia ésta se aminora. Si se aumenta progresivamente la presión hasta alcanzar la presión osmótica, el flujo se detiene por completo.

Si la presión aplicada continúa aumentando, superando a la presión osmótica, el flujo se invierte, y comienza a pasar solvente desde la disolución hacia el lado del solvente puro. A este fenómeno se le denomina “ósmosis inversa”, porque en él se invierte el flujo natural de los solutos a través de la membrana semipermeable.

La presión osmótica de una disolución aumenta con la concentración y con la temperatura. Así, por ejemplo, la presión osmótica de un agua de mar oceánica, con una salinidad de 35.000 partes por millón (ppm) a 25 °C, es de 27,3 atmósferas. Para un agua del Mediterráneo occidental con unas 37.000 ppm y a la misma temperatura, la presión osmótica se eleva a 28,9 atmósferas.

Aplicando a un agua marina su presión osmótica en un dispositivo ideal de ósmosis inversa se consigue iniciar la producción de agua libre de sales. Puesto que la presión no es sino una forma de energía, una forma inmediata de calcular la energía ideal mínima necesaria para desalar un metro cúbico de esa agua marina con un dispositivo mecánico de ósmosis inversa (Estevan y García, 2007, basado en Estevan, 2006), expresando esa energía en kWh, será la de multiplicar su presión osmótica por el factor de conversión de atmósferas a kWh/m³, que es 0,02815. El valor resultante de esta operación para el agua oceánica arriba descrita es de 0,769 kWh/m³, mientras para el agua mediterránea es de 0,813 kWh/m³.

4.2. Consumos teóricos en las aplicaciones industriales

Aunque aplicando al agua de mar una presión equivalente a su presión osmótica se consigue iniciar el flujo de agua pura a través de la membrana, el flujo de agua así obtenido sería insignificante, por lo que en esas condiciones el proceso no tendría interés comercial. Es necesario trabajar a presiones mucho más elevadas para obtener unos flujos de agua producto que resulten comercialmente rentables.

Con las tecnologías de membranas actuales, para obtener rendimientos aceptables las presiones de trabajo en las instalaciones industriales tienen que duplicar las presiones osmóticas de las aguas marinas utilizadas, situándose en la mayor parte de los casos entre 60 y 70 atmósferas. Con estas presiones de trabajo, el consumo ideal de energía, que aumenta linealmente con la presión aplicada, se sitúa en el rango de 1,69 a 1,97 kWh/m³, supuesto un proceso industrial ideal en el que todos los componentes tuvieran un rendimiento del 100%, con un ensamblaje ideal y sin pérdidas de ninguna clase. Para una presión de trabajo de 50 atmósferas, que hoy en día no es comercialmente viable, el consumo ideal bajaría a 1,41 kWh/m³.

Obviamente, estos valores ideales nunca son alcanzables en procesos reales, aunque la industria trata de aproximarse a ellos mejorando la eficiencia de sus procesos. El proceso industrial de la desalación por ósmosis inversa es conceptualmente muy sencillo. Comienza sometiendo el agua extraída del mar a un filtrado y a ciertos tratamientos químicos para evitar daños a las membranas. El agua así acondicionada se presuriza mediante bombas de alta presión y se envía a las membranas. Éstas convierten en agua pura del orden del 45% del agua de mar aportada, y devuelven el 55% restante en forma de salmuera presurizada, con una considerable cantidad de energía residual. Para aprovechar esta energía se utilizan recuperadores de diversos tipos. En la gran industria actual predominan ampliamente las turbinas Pelton, aunque ha comenzado a difundirse una nueva generación de recuperadores de energía que se denominan “cámaras isobáricas”.

En cada uno de estos pasos los rendimientos energéticos son inferiores a la unidad. Así, por ejemplo, los motores eléctricos que accionan las bombas pueden llegar a un 96% de rendimiento. Las bombas de alta presión pueden llegar al 88%, y las mejores turbinas Pelton alcanzan el 90%. Con estos rendimientos en los principales equipos, y considerando las mínimas pérdidas posibles en los circuitos hidráulicos y en el conjunto de la operación del sistema, el rendimiento global de una gran planta de desalación con turbinas Pelton, trabajando a 70 atmósferas con un índice de conversión del 45% y dotada de la mejor tecnología disponible, puede alcanzar el 72%, lo que supone que de cada 100 unidades de energía que se suministran desde el exterior de la planta, 72 se emplean efectivamente en impulsar el paso de agua a través de las membranas y el resto se disipa en otras fases del proceso.

Aplicando este rendimiento al consumo ideal de energía de la ósmosis inversa a 70 atmósferas, que como ya se indicó, es de 1,97 kWh/m³, se obtiene un consumo específico de 2,74 kWh/m³. Este consumo representa el mínimo industrial que se puede alcanzar actualmente en la fase de ósmosis trabajando a 70 atmósferas en una planta dotada de la mejor tecnología disponible y con un ensamblaje perfecto. Podría ser considerado como el “estado del arte” en materia de consumo energético en la gran industria de la desalación marina.

4.3. Los consumos actuales en la desalación industrial en España

Del mismo modo que los costes reales de la desalación se desvían de los mínimos calculados teóricamente, los consumos energéticos reales también se desvían de los mínimos teóricos. En el artículo arriba citado (Estevan y García, 2007) se sintetizan los resultados de algunos estudios recientes sobre los consumos energéticos de cuatro plantas españolas en funcionamiento real: Bahía de Palma, Blanes, Alicante y Lanzarote IV. Los datos utilizados han sido aportados directamente o publicados en la literatura especializada por las entidades gestoras. Los resultados se presentan en la tabla 6 en un orden aleatorio para mantener la confidencialidad de los datos.

Los cuatro índices de consumo que figuran en la tabla 6 se definen del modo siguiente:

- Consumo físico ideal: consumo del proceso físico ideal de ósmosis a la presión de trabajo de cada planta.
- Consumo industrial óptimo: consumo en una planta industrial ideal, con todos los equipos funcionando en el “estado del arte”.
- Consumo industrial calculado: consumo que se obtiene a partir de los rendimientos declarados por cada planta para los principales componentes.
- Consumo real registrado: consumo total de energía registrado en la fase de ósmosis de cada planta dividido por la producción obtenida.

Tabla 6. Consumos energéticos en la fase de ósmosis en varias plantas españolas

	Planta A	Planta B	Planta C	Planta D
PARÁMETROS DE OPERACIÓN				
Presión de trabajo (Atm)	70,0	67,6	70,0	70,0
Índice de Conversión	45%	45%	45%	45%
Rendimiento global calculado	64,3%	65,1%	63,6%	65,5%
CONSUMOS (kWh/m³)				
Consumo físico ideal	1,97	1,90	1,97	1,97
Consumo industrial óptimo	2,74	2,65	2,74	2,74
Consumo industrial calculado	3,06	2,92	3,10	3,01
Consumo real registrado	3,45	3,26	3,53	3,27
Rendimiento global registrado	57,1%	58,3%	55,8%	60,2%
% Incr. Cons. Registrado/Calculado	13%	11%	14%	9%

La tabla muestra unos consumos energéticos reales bastante similares entre las diferentes centrales, y bastante próximos a los mínimos teóricos alcanzables en régimen industrial, por lo que los márgenes de reducción del consumo, en condiciones reales de operación y con las tecnologías actuales, son bastante reducidos.

Además de los consumos en la fase de ósmosis, las plantas de desalación consumen ciertas cantidades de energía en las etapas previas de captación y pretratamiento. Las cuatro plantas indicadas tienen todas ellas tomas basadas en pozos costeros, aunque de características muy distintas, y la repercusión de sus consumos de captación y pretratamiento sobre el agua producto oscila entre 0,48 y 0,77 kWh/m³. Por último, los consumos de energía correspondientes a la entrega no se deben adscribir al proceso de desalación, sino a la distribución en alta del agua desalada, como en cualquier otro proceso de potabilización.

4.4. Perspectivas de reducción del consumo energético

Las vías para la reducción del consumo energético en la desalación marina son básicamente tres:

- Introducción de cámaras isobáricas
- Cambios en la arquitectura de las centrales
- Nuevas generaciones de membranas

Los nuevos recuperadores de energía conocidos como “cámaras isobáricas” comenzaron a aparecer a principios de la década de 1990, pero sólo muy recientemente han comenzado a penetrar en la gran industria de desalación. Todos se basan en el mismo principio: en lugar de hacer que el chorro de salmuera a presión impulse una turbina que transmite energía a un eje de rotación, se pone en contacto la salmuera a presión con el agua de mar a presurizar, bien sea directamente (pistón líquido), o mediante un elemento separador (pistón sólido). De este modo las salmueras entregan prácticamente toda su energía al agua de mar.

Utilizando cámaras isobáricas el rendimiento global de una instalación industrial ideal puede alcanzar en torno el 79%, esto es, un 9-10% superior al de las turbinas Pelton. No obstante, los rendimientos reales de las cámaras isobáricas suelen ser más estables que los de las turbinas Pelton y las bombas de alta presión, por lo que en aplicaciones prácticas la diferencia de rendimiento a favor de las cámaras suele ser mayor que la calculada teóricamente, alcanzando el entorno del 15%.

Para optimizar el uso de las cámaras isobáricas se están ensayando nuevas arquitecturas hidráulicas en las grandes centrales. Aunque todavía no hay un acuerdo general en el sector sobre las nuevas configuraciones óptimas, es posible que por este procedimiento se obtengan algunas ganancias, pero poco significativas.

Conforme se van agotando los márgenes de reducción del consumo energético basados en los equipos hidráulicos, los fabricantes de membranas están tomando el relevo a los diseñadores de equipos, fabricando membranas que puedan operar a menor presión con rendimientos aceptables. De hecho, en los últimos años se han presentado en el mercado membranas que trabajan con buenos rendimientos con presiones en el entorno de 55-60 atmósferas.

Tratando de integrar todos los avances tecnológicos disponibles, a comienzos de 2004 un grupo de 23 agencias, empresas y entidades del sector lanzó en California el proyecto *Affordable Desalination Collaboration - ADC* (Colaboración por una desalación asequible), con el objetivo de demostrar que es factible producir agua potable a partir de agua de mar, incluyendo la captación y el pretratamiento, a un coste energético inferior a 2 kWh/m³. El proyecto incluyó la construcción de una pequeña planta de demostración en unas instalaciones de la Armada Norteamericana en Port Hueneme, entre Santa Bárbara y Los Ángeles. A principios de 2006 la dirección del proyecto anunció que había conseguido operar la planta con un consumo en la fase de ósmosis de 1,58 kWh/m³, con un índice de conversión del 42,5%, un consumo que era y probablemente sigue siendo el récord mundial en desalación de agua oceánica. Algunas de las empresas participantes en ADC presentaron el proyecto en España, en enero de 2006, en un seminario de alta eficiencia en ósmosis inversa.

En síntesis cabe señalar que el margen de reducción de consumos con las tecnologías actualmente dominantes en la industria es bastante reducido, y cabe fijar el nivel de

los 3 kWh/m³ de consumo en la fase de ósmosis como la asíntota a perseguir en el perfeccionamiento de los sistemas actuales, lo cual, asumiendo unos costes de captación y pretratamiento de 0,5 kWh/m³ supone un consumo global de 3,5 kWh/m³, que sería el estándar actual de buena práctica de la industria. Las principales plantas se encuentran ya muy próximas al mismo, y alguna dentro de él.

Con la difusión de tecnologías ya conocidas (cámaras isobáricas) junto con una pequeña reducción de la presión de trabajo y ciertos perfeccionamientos en la arquitectura de las centrales se puede situar la asíntota del consumo en OI en el nivel de 2,5 kWh/m³ y la del conjunto del proceso en 3 kWh/m³, consumo que podría considerarse como estándar de excelencia de la industria para los comienzos de la próxima década.

Para obtener reducciones mayores y alcanzar a medio/largo plazo el nivel de 2 kWh/m³ en la fase de ósmosis inversa, con un consumo global en el entorno de 2,5 kWh/m³, que se puede considerar como el límite absoluto de la ósmosis inversa industrial con agua del Mediterráneo, será necesario combinar la utilización de nuevas generaciones de membranas de baja presión con cámaras isobáricas de alto rendimiento, y nuevas arquitecturas tanto en las líneas de desalación como en los bastidores de membranas.

4.5. Las emisiones de CO₂ en la industria de la desalación

Para calcular la emisión de CO₂ generada por las plantas desaladoras, hay que reducir los consumos eléctricos a emisiones de CO₂. Para realizar esta conversión hay dos posibles criterios a aplicar:

- La tasa de emisión media del sistema eléctrico español, que responde al *mix* o composición de la producción energética española. Esta tasa varía con el tiempo, al cambiar la estructura de generación, pero presenta una considerable inercia. En 2005 se elevaba a 0,417 kgCO₂/kWh⁴.
- La tasa de emisión marginal asociada a las centrales con mayor índice de emisión, que en el marco de una gestión del sistema eléctrico orientada a minimizar las emisiones, serían las que se utilizarían para ajustar la producción a variaciones marginales de la demanda eléctrica, tanto al alza como a la baja. Estas centrales son las de lignitos, con una tasa de 1,180 kgCO₂/kWh.

La realidad es que la gestión del sistema eléctrico español no tiene como objetivo principal la reducción de las emisiones, sino la reducción de los costes. El uso de carbón permanece bastante estable, y la fuente energética que se utiliza principalmente para atender a las variaciones de la demanda es el gas natural.

Por esta razón, aunque el criterio de los costes marginales es técnicamente el más consistente para analizar la repercusión ambiental de cualquier nueva actuación, en el presente informe se utilizará la tasa de emisión media del sector eléctrico español, ya que responde mejor a la respuesta que está dando en la práctica el sistema eléctrico a las variaciones de la demanda.

Para obtener un estándar representativo de la emisión específica de la industria española de la desalación en la actualidad, cabe utilizar la media ponderada de los consumos eléctricos en las cinco plantas analizadas en el presente informe, que

⁴ Estimación propia sobre datos del informe "Energía 2005", Secretaría General de la Energía, 2006.

asciende a 3,71 kWh/m³, sin incluir los costes de entrega, que no corresponden a la potabilización, sino al transporte en alta.

Para este consumo eléctrico, se obtiene una emisión de CO₂ por m³ desalado de 1,549 kgCO₂/m³. Si se optara por utilizar el criterio de la emisión marginal, la emisión unitaria ascendería a 4,378 kgCO₂/m³, pero en el sector eléctrico español, ese no es el incremento real de emisión que se genera cuando se produce 1 m³ adicional de agua desalada, conforme a la definición del concepto de coste marginal.

Para alcanzar una idea de la generación global de emisiones que puede tener, cuando esté plenamente operativo, el conjunto del sistema de desalación que está actualmente implantándose en España, se pueden aceptar las siguientes hipótesis:

- Un consumo medio de 3,5 kWh/m³ para el parque global de centrales, cuya fracción principal estará formada por las nuevas centrales actualmente en construcción, algunas de las cuales se están beneficiando de los avances tecnológicos de la última década, como las cámaras isobáricas.
- Una emisión media de 0,350 kgCO₂/kWh en el sistema eléctrico español, por efecto de la mayor penetración del gas natural y de las energías renovables.
- Una capacidad total de desalación de 825 hm³ anuales (península e islas, aguas marinas y salobres), según las últimas evaluaciones presentadas por el MMA.

Sobre estas hipótesis se obtiene una emisión global de 1,01 millones de toneladas de CO₂, cuando estén operativas la totalidad de las plantas programadas. Esta es una aproximación estimativa sobre la base de que todas las centrales funcionaran a plena capacidad, lo cual es muy improbable. Además, en el cómputo gubernamental del total de capacidad instalada se incluye una pequeña capacidad de desalación de aguas salobres cuyo consumo de energía es sensiblemente inferior al de las centrales de agua marina.

Suponiendo que en España se lograra estabilizar a medio plazo las emisiones en los aproximadamente 400 millones de toneladas alcanzadas en 2004, la participación del sistema de desalación en las emisiones totales sería del 0,25%.

Por otra parte, los consumos unitarios en la desalación probablemente se reducirán de modo apreciable a medio/largo plazo como consecuencia del desarrollo tecnológico, y la tasa de emisión media de CO₂ por kWh en el sistema eléctrico español probablemente se reducirá más de lo indicado en las hipótesis utilizadas. La cifra indicada del 0,25% debe ser tomada, por consiguiente, como una cota superior de la participación futura del sector de la desalación en las emisiones españolas globales.

4.6. Las emisiones de la desalación en el ciclo global del agua

La discusión técnica sobre los costes energéticos de la desalación marina en comparación con los de otras fuentes se está desarrollando actualmente en España atendiendo exclusivamente a los costes energéticos de la etapa de generación de cada recurso e ignorando su encuadre en el ciclo global del agua. Ese análisis parcial ofrece una imagen irreal de los requerimientos energéticos del uso de cada recurso, pues para alcanzar la finalidad perseguida en los sistemas de suministro de agua, que es la obtención de un determinado servicio hidráulico, es necesaria una cadena de aportaciones directas e indirectas de energía que se extiende a las sucesivas fases del ciclo, y no sólo a la generación del recurso.

La utilización de contabilidades energéticas parciales puede conducir a conclusiones gravemente erróneas, e incluso contraproducentes. De hecho, se ha comprobado en situaciones reales que la elección de las opciones que se perciben como óptimas a través de un análisis energético parcial puede aumentar los consumos energéticos en el ciclo global, en lugar de reducirlos. No es necesario señalar que la atmósfera terrestre no distingue entre las moléculas de gases de efecto invernadero procedentes de cada fase del ciclo, ya sea de la construcción de infraestructuras, de la gestión y explotación del sistema o del uso de materiales o reactivos.

Ante la necesidad de disponer de metodologías seguras y solventes para ordenar las políticas de cambio climático y otras políticas ambientales, en numerosos sectores industriales se vienen introduciendo desde hace años las metodologías conocidas como “Análisis de ciclo de vida” (ACV), que son las únicas que extienden los análisis ambientales a todas las actividades que son necesarias para obtener el producto o servicio requerido, contabilizando tanto los consumos e impactos directos como los indirectos que se originan en cada actividad.

En esencia, todas las metodologías ACV aplicadas al análisis energético de un producto o servicio comparten la estructura de cálculo siguiente:

1. Identificación de todas las actividades presentes en el ciclo de vida del producto.
2. Valoración de los consumos energéticos ocasionados en cada actividad.
3. Atribución de los consumos energéticos globales a la unidad de producto o servicio.

En España se han desarrollado muy escasas aplicaciones de las metodologías ACV al sector del agua, y siempre referidas a proyectos concretos, no extendidas al ciclo completo del agua. La primera aplicación institucional de los principios de la metodología ACV al sector del agua fue presentada en el Informe de Sostenibilidad Ambiental del Programa Agua publicado en 2005 por el MIMAM⁵, pero no contemplaba el ciclo integral del agua, sino sólo algunas etapas parciales.

Una metodología ACV aplicada al ciclo del agua, y particularmente al ciclo del agua urbana, debe ampliar su campo de aplicación en tres dimensiones que desbordan los habituales análisis energéticos limitados a los costes de generación:

1. Consideración del ciclo integral del agua, desde la obtención del recurso hasta su depuración y eventual reutilización.
2. Consideración de la etapa de la utilización del agua, que presenta importantes consumos energéticos para la producción de agua caliente sanitaria (ACS).
3. Consideración de la energía incorporada en la construcción de las infraestructuras y en la producción de los reactivos utilizados en el ciclo del agua.

Las primeras aplicaciones que están apareciendo de las metodologías ACV al ciclo del agua urbana muestran resultados que contradicen las ideas habituales sobre los consumos de energía en el sector.

Así, por ejemplo, la Comisión de Energía de California (CEC), directamente dependiente del Gobernador del estado, presentó en 2005 un informe sobre “La relación agua-energía en California” (CEC, 2005) en el que tomaba en consideración las dimensiones 1ª y 2ª antes citadas (ciclo integral y calentamiento del agua), aunque no la 3ª. Al incluir los costes del agua caliente sanitaria, imprescindible para la utilización de una fracción sustancial del agua urbana, concluyó que el ciclo global del agua es responsable del 19% del consumo eléctrico del estado, y del 32% del

⁵ Los análisis ACV del ISA se apoyaban en Valero et al. (2003).

consumo de gas natural. Sobre estos datos, el estudio establece que la intervención en el sector del agua resulta crucial en la política de lucha contra el cambio climático.

Incluso sin considerar el calentamiento del agua, esto es, para lo que la CEC describe como “ciclo del agua fría”, el estudio obtiene para la California meridional actual, que se suministra principalmente de diversos trasvases desde la bahía de San Francisco y desde el río Colorado, una media de consumo eléctrico en el ciclo global de 3,36 kWh/m³. Para el abastecimiento de esta misma zona con agua oceánica desalada estima un consumo global de 4,55 kWh/m³, sólo 1,2 kWh más que la media actual porque el uso de agua desalada evita las costosas aducciones de los trasvases, así como la potabilización. De hecho, la CEC considera correctamente la desalación como una potabilización, y no como una generación de recurso. El recurso natural es el agua del mar, de la cual se obtiene agua potable con un porcentaje de rechazo, como en cualquier otro recurso hídrico.

El estudio de California no toma en consideración la tercera dimensión de las arriba citadas (la energía incorporada en las infraestructuras y reactivos), ni tampoco la influencia de la calidad del agua de origen en los costes de calentamiento del agua y en los costes de reutilización. Estas carencias son muy relevantes, pues las grandes obras hidráulicas incorporan cantidades ingentes de energía en su construcción, y por otra parte, en función de la dureza de las aguas los equipos de ACS pueden sufrir incrustaciones calizas que reducen fuertemente su rendimiento energético.

Ante la ausencia de disponibilidad de análisis hidrológicos con metodologías ACV en España, el CEH-CEDEX ha impulsado en 2007 una investigación para comparar los ciclos integrales del agua urbana en abastecimientos alimentados con diferentes recursos (superficiales, subterráneos y marinos), con diferentes parámetros hidráulicos y diferentes calidades del agua (Estevan, 2007). El proyecto incluye la construcción de un modelo de cálculo de los consumos energéticos y las emisiones de CO₂ a lo largo de todo el ciclo del agua, en función de los parámetros de cada caso o proyecto (longitud de conducciones, cotas, rendimientos, calidad del agua, etc.).

Los primeros resultados del modelo ACV-AU (Análisis del Ciclo de Vida del Agua Urbana) construido, todavía provisionales y revisables a medida que se va completando y perfeccionando el modelo, son bastante consistentes con los obtenidos en California para las partes del ciclo del agua urbana contempladas en el estudio de la CEC. Las principales conclusiones obtenidas hasta el momento son las siguientes:

- La producción de ACS representa entre el 65 y el 85% del consumo energético del ciclo integral del agua urbana.
- La energía incorporada en las infraestructuras y reactivos puede representar, en determinados escenarios de transporte a grandes distancias y con calidades deficientes del agua, hasta el 50% del consumo total en el ciclo del agua fría.
- La calidad del agua de entrada en un sistema de abastecimiento tiene una considerable influencia en el consumo energético a lo largo de todo el ciclo, ya que incide en el coste energético de la potabilización, en los consumos de reactivos, jabones y detergentes, en el rendimiento⁶ y durabilidad de los equipos

⁶ PriceWaterhoueCoopers (2004). Informe elaborado por encargo de EMASA-Empresa Municipal de Aguas de Málaga. Según los datos recogidos en este informe, la pérdida de rendimiento de los equipos de ACS puede llegar al orden del 10% por cada milímetro de espesor de la deposición.

de ACS y en los costes energéticos de la reutilización, especialmente cuando es necesario osmotizar las aguas residuales para permitir su reutilización agraria.

- Las emisiones del ciclo global del agua urbana evaluadas con un enfoque ACV oscilan típicamente entre 8 y 10 kg de CO₂ por m³ facturado. De estas emisiones, entre 6 y 7 kg. corresponden a la producción de ACS y el resto al ciclo del agua fría. La cifra inferior (8 kg) es representativa de suministros cercanos con recursos superficiales o subterráneos de buena calidad y la superior a recursos de baja calidad y/o transportados desde grandes distancias (centenares de kilómetros). En el centro del abanico se sitúan las aguas desaladas, ya sean de origen marino o salobre. Recuérdese que la emisión asociada al consumo eléctrico *ex-fabrica* de la desalación marina es de 1,55 kgCO₂/m³ con las tecnologías actuales.
- La emisiones en el ciclo global se igualan aproximadamente utilizando agua desalada de 400 µS/cm de conductividad obtenida a 15 km del área de consumo y con bombeos en alta y baja de 100 m., o utilizando recursos superficiales de 1.000 µS/cm situados a 150 km. del punto de uso con bombeos de 400 m. y afecciones hidroeléctricas de 150 m., o utilizando recursos subterráneos de 1.000 µS/cm situados a 100 km del punto de consumo pero a 500 m. de profundidad y con 150 m. de bombeos, sin afecciones.

A la luz de las conclusiones del análisis ACV, tanto las estrategias de compensación de emisiones como los restantes criterios de gestión del binomio agua-energía en el ciclo del agua urbana deberían cambiar sustancialmente, dando prioridad al uso de recursos cercanos, la mejora de la calidad del recurso utilizado en los sistemas de abastecimiento, la mejora de la eficiencia en la distribución, la gestión de la demanda y la introducción masiva de energía solar en la producción de agua caliente sanitaria. Los consumos en la etapa de potabilización tienen sin duda su importancia, pero pasan a ocupar un lugar secundario en el contexto del ciclo global.

Es interesante examinar un ejemplo de los sorprendentes resultados que se obtienen aplicando el análisis ACV a un caso real, como el abastecimiento de la ciudad de Alicante. Hasta que entró en servicio la desaladora Alicante I, la ciudad era abastecida mayoritariamente con agua del ATS, cuyo coste energético eléctrico directo, sumando a los bombeos las afecciones hidroeléctricas en los nueve saltos del Tajo español y portugués, ascendía a 4,3 kWh por cada m³ colocado en el punto de uso. El mismo cómputo aplicado al agua servida desde la desaladora Alicante I arroja un consumo de 4,6 kWh/m³. Aparentemente, la sustitución en Alicante de agua ATS por agua desalada supone un incremento prácticamente marginal del consumo eléctrico y las emisiones de CO₂. Pero este es sólo un cómputo parcial e incompleto. Si el cálculo se realiza aplicando el método ACV al ciclo del agua fría completo, incluida la reutilización, y se imputan los costes energéticos de las infraestructuras y los reactivos de tratamiento, el consumo de energía primaria del agua ATS puede ser, en primera aproximación, del orden de 1,6 kep/m³ y el del agua desalada de 1,3 kep/m³, mientras las emisiones de CO₂ se pueden elevar a 3,3 kgCO₂/m³ para el agua ATS y a 2,7 kgCO₂/m³ para el agua desalada. Desde una perspectiva ACV la sustitución de agua ATS por agua desalada en Alicante estaría generando un significativo ahorro energético y de emisiones. El ahorro real es aún mayor si se considera el efecto de la calidad del agua en la producción de agua caliente sanitaria, como se verá más adelante.

5. La compensación de emisiones

5.1. La compensación de emisiones en el ciclo integral del agua

A la vista de lo expuesto en el apartado anterior en relación con los consumos en el ciclo global del agua, parece evidente la necesidad de un replanteamiento de los enfoques actuales de compensación de emisiones en el ciclo del agua, que como reflejo de los análisis parciales vigentes, están sustancialmente centrados en la compensación de la desalación con energías renovables.

Una estrategia eficiente de compensación debe analizar las sucesivas fases del ciclo del agua y las emisiones asociadas, y en función de ese análisis se deben de establecer mecanismos de compensación específicos en cada etapa. La distribución de emisiones a lo largo del ciclo del agua que arroja el modelo ACV-AU para los tres casos de emisiones equivalentes con recursos superficiales, subterráneos y marinos descritos en el punto anterior puede ser, en primera aproximación, la siguiente:

Tabla 7. Emisiones en kg de CO₂ por m³ de agua urbana situada en el punto de uso. Situaciones de emisión equivalente con diferentes recursos.

Fases del ciclo	Recursos:	Emisiones en el conjunto del ciclo		
		Superficial	Subterráneo	Marino
Captación + Aducción		1,2	1,3	0,3
Potabilización + Distribución		0,4	0,3	2,2
Utilización (incluyendo ACS)		6,8	6,8	6,3
Alcantarillado + depuración		0,5	0,5	0,5
Reutilización (OI si Conductividad > 1.700 µS/cm)		0,4	0,4	0,0
Total ciclo agua urbana		9,3	9,3	9,3

Parámetros básicos de cada alternativa de abastecimiento, según el recurso utilizado:

Superficial: Conductividad: 1.000 µS/cm; distancia: 150 km.; bombeos: 400 m.; Afecciones hidr.: 150 m.

Subterráneo: Conductividad: 1.000 µS/cm; profundidad: 500 m.; distancia: 100 km.; bombeos: 150 m.

Marino: Conductividad (después de la OI): 400 µS/cm; distancia: 15 km.; bombeos: 100 m.

Fuente.: Estevan (2007)

Según estos datos, y con un enfoque ACV, las líneas generales de las estrategias de compensación de emisiones pueden ser las siguientes:

Etapas de captación, aducción y potabilización

En estas etapas se producen casi exclusivamente consumos eléctricos que pueden ser compensados mediante la implantación de una potencia de generación eléctrica renovable proporcional al consumo previsto. Posteriormente se aportarán algunas precisiones y evaluaciones cuantitativas en relación con este aspecto.

Obviamente, la compensación debe aplicarse por igual a todas las alternativas de generación de recurso, ya se trate de recursos superficiales, subterráneos o marinos. Carece de sentido esforzarse en compensar los consumos eléctricos cuando se consumen en la utilización de un determinado recurso, y no plantear la compensación cuando se utiliza cualquiera de los restantes.

En la etapa de la captación es fundamental considerar las afecciones hidroeléctricas que genera la derivación de un determinado caudal, que dejará de generar hidroelectricidad en los saltos situados aguas abajo de la derivación. Las potencias a implantar para alcanzar la compensación deben tener en cuenta este factor, que en la península ibérica es en ocasiones muy relevante debido a la orografía del territorio.

Aparentemente, las extracciones de aguas subterráneas no generan afecciones hidroeléctricas, pero esto no siempre es cierto. En la península ibérica existen, sobre todo en las dos mesetas, numerosos acuíferos que en estado natural desaguan sobre ríos con explotación hidroeléctrica aguas abajo. Si se explotan tales acuíferos se producen afecciones hidroeléctricas significativas. Un buen ejemplo lo ofrecen las extracciones para regadíos extensivos subvencionados en la Mancha Oriental, que han ocasionado severas mermas de la producción en los saltos del Júcar aguas abajo.

Igualmente debe tenerse en cuenta la calidad del agua y los consumos energéticos y emisiones de carbono que las diferencias de calidad pueden generar en las etapas posteriores, según lo señalado anteriormente.

Conviene recordar que en estas etapas las emisiones unitarias vienen afectadas por las pérdidas de distribución: para situar 1 m³ de agua en el punto de uso es necesario captar, transportar, potabilizar y distribuir una cantidad superior, cuyos consumos y emisiones se imputarán sobre el agua que llega al punto de uso. La mejora de la eficiencia en estas etapas constituye una estrategia prioritaria para la compensación.

Etapas de utilización

La etapa de la utilización viene marcada, desde el punto de vista energético, por la producción del agua caliente sanitaria. Del orden de dos tercios del agua urbana es utilizada elevando su temperatura, ya sea en duchas o baños, en fregaderos o en electrodomésticos. Esta proporción suele ser aún más elevada en aplicaciones comerciales o industriales. Calentar 1 m³ de agua desde 15 a 40°C, temperatura adecuada para la ducha, representa un gasto de energía de 29,1 kWh en términos físicos (ocho veces más que la desalación marina), y cantidades sensiblemente mayores en términos reales, debido a las pérdidas por rendimiento de los equipos. Los electrodomésticos (lavadoras, lavaplatos) y muchos procesos industriales suelen trabajar a más de 40 °C.

En estas condiciones, la mejora de la eficiencia en la producción de agua caliente se convierte en el objetivo más importante de todo el ciclo del agua a efectos de reducción del consumo energético.

En esta etapa, la única compensación posible, en términos reales, es la introducción de paneles solares para la producción de agua caliente. Se trata de una medida que se financia por sí sola en pocos años a través del ahorro en la factura energética, y que tiene una gran eficacia, ya que puede reducir las emisiones en unos 4 kgCO₂/m³. Ninguna otra medida de compensación de emisiones en el ciclo del agua alcanza una relación coste/eficiencia semejante. 1 m² de colector solar térmico bien gestionado puede evitar la emisión de hasta 300 kgCO₂/año. Esta emisión equivale a la que se produce al desalar 200 m³ de agua de mar por ósmosis inversa.

La introducción de energía solar refuerza la necesidad de introducir en las redes agua de buena calidad, y específicamente aguas blandas, que no generen incrustaciones calizas. Estas incrustaciones no sólo reducen la eficiencia de los equipos de ACS convencionales (calderas, termos...), sino también la eficiencia de los equipos de energía solar, en la medida en que reducen la transmisión de calor desde el circuito primario del colector hasta el secundario del acumulador.

Etapas de depuración y reutilización

El problema de las emisiones de efecto invernadero en las centrales de depuración es muy complejo, y está recibiendo una atención creciente en los países más

sensibilizados con el problema del cambio climático. En los procesos de digestión de la materia orgánica contenida en las aguas residuales se emiten diversos gases residuales de proceso, cuya composición es variable en función de las cargas de las aguas de entrada y, sobre todo, de la tecnología de depuración aplicada. Algunos de los gases generados son metano (CH_4 , que se desprende en los procesos anaerobios), cuyo potencial de efecto invernadero es 21 veces superior al de CO_2 , así como óxidos de nitrógeno, cuyo potencial es muy superior. En los procesos aerobios, y en los procesos anaerobios en los que el metano es sometido a combustión, se desprenden cantidades importantes de CO_2 . De hecho, el desprendimiento de CO_2 y otros gases de efecto invernadero por efecto de la descomposición de la materia orgánica en las EDAR es más importante que el ocasionado por el consumo energético de las plantas.

En estas condiciones, la reducción o compensación de las emisiones de efecto invernadero en las EDAR tiene dos componentes:

- Mejora del balance energético en las EDAR mediante la utilización de tecnologías de digestión anaerobia con captura del metano producido y utilización del mismo para cogeneración eléctrica.
- Reducción de emisiones de gases de elevado efecto invernadero, evitando cualquier escape de CH_4 a la atmósfera, y aplicando tecnologías para la captura y reducción de los óxidos de nitrógeno.

Por último, la reutilización ofrece una amplia gama de situaciones desde el punto de vista energético. Si las calidades de las aguas tratadas por métodos convencionales son adecuadas para el uso al que se destinan, la reutilización puede ser en sí misma una buena alternativa de compensación de emisiones, pues evita la captación y transporte de nuevo recurso con poco gasto energético adicional. Por el contrario, si la calidad de las aguas tratadas es deficiente para su reutilización y obliga a un post-tratamiento de ósmosis inversa, nanofiltración o similar, entonces se añade un coste energético adicional nada desdeñable sobre el ciclo global del agua. Esta constatación refuerza una vez más la conveniencia de introducir en las redes urbanas aguas de la mejor calidad posible, y de evitar las intrusiones en las redes de alcantarillado para evitar empeoramientos adicionales de las aguas residuales.

5.2. La compensación de emisiones en la desalación

La incidencia de la desalación en las emisiones del ciclo integral del agua

La cuestión de la compensación de emisiones en la desalación sólo se puede abordar de un modo coherente y eficaz tomando en consideración la influencia de la introducción de agua desalada en las emisiones generadas en el ciclo integral de un sistema de abastecimiento urbano.

Como se ha visto anteriormente, la calidad del agua influye considerablemente sobre los consumos energéticos a lo largo de todo el ciclo. La introducción de agua desalada en sistemas tradicionalmente alimentados con agua de calidad deficiente, como suele ser el caso en la vertiente mediterránea española, mejora considerablemente la calidad de las aguas de abastecimiento. Un ejemplo muy elocuente de esta mejora lo ofrece actualmente el área servida por la Mancomunidad de los Canales del Taibilla, en la que están entrando aguas desaladas en proporción variable según las zonas de servicio (tabla 8). Así, en Cartagena el abastecimiento está basado ya de modo

mayoritario en agua desalada, y en Alicante y Elche este nuevo recurso tiene también presencia significativa, mientras que a Murcia y Lorca todavía no llega agua desalada.

Tabla 8. La calidad del agua en los principales abastecimientos del sistema de la Mancomunidad de Canales del Taibilla

Parámetros	Unidades	Límite RD 140/2003	Murcia	Alicante-Elche	Lorca	Cartagena
Turbidez	UNF	5	0,2	0,3	0,3	0,3
pH	Uds. pH	9,5	8,0	8,1	7,4	8,2
Cloruros	mg/l	250	120	136	114	106
Sulfatos	mg/l	500	340	194	357	98
Nitratos	mg/l	50	4,9	2,4	1,8	2,5
Boro	mg/l	1	0,11	0,54	0,12	0,53
Conductividad	µS/cm	2.500	1.162	914	1.132	676
Amonio	mg/l	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Oxidabilidad	mg O2/l	5	1,0	0,8	1,4	1,6
THM (Trihalometanos)	µg/l	150	92	82	70	38

Fuente: Buitrago, M. (2007)

Se observa que tanto Murcia como Lorca presentan conductividades sensiblemente por encima de 1.000 µS/cm, y contenidos en sulfatos por encima de la normativa vigente, mientras que Alicante, Elche y, sobre todo, Cartagena, han alcanzado unos niveles de calidad más favorables en casi todos los parámetros indicados.

Considerando el conjunto del ciclo del agua (fría y caliente), la introducción de agua desalada ocasionará unas reducciones apreciables de los consumos energéticos en la producción de ACS y en el uso de jabones y detergentes, a medida que la conducta de los usuarios se vaya reajustando a las nuevas condiciones del agua. Además permitirá la reutilización directa de las aguas residuales depuradas con aceptable calidad sin necesidad de la osmotización previa que se está aplicando actualmente en Alicante con grandes costes económicos y energéticos. Y no hay que olvidar que, como ya se indicó, en estas ciudades se van a sustituir principalmente recursos del ATS, cuyo coste energético es muy elevado, dados los bombeos que requiere y las afecciones hidroeléctricas que genera, como se indicó anteriormente.

Introduciendo todos estos datos en el modelo ACV-AU, se obtiene, en primera aproximación, que la sustitución de caudales del ATS por agua desalada ocasiona una reducción de emisiones del orden de 1,2 kgCO₂/m³ en ciudades como Cartagena o Alicante. Y aún existen algunos factores pendientes de computar en el modelo, como la propensión al uso de agua mineral, con los costes energéticos que conlleva en términos de transporte, distribución y envases, o la propensión al uso de descalcificadores, con sus múltiples efectos de consumo de reactivos, consumos energéticos y deterioro adicional del agua de salida. A medida que el modelo vaya incorporando más aspectos, las diferencias ligadas a la calidad previsiblemente se irán agrandando. Por consiguiente, en este caso no habría ninguna compensación a realizar por la sustitución del recurso superficial trasvasado por aguas desaladas. La mera introducción del agua desalada ya ha representado, en sí misma, una considerable reducción de las emisiones globales, que cabría incluso computar como compensación de las emisiones adicionales eventualmente generadas en otras zonas del Programa Agua en la que las condiciones de partida fueran distintas.

En suma, la cuestión de la compensación de emisiones se puede plantear desde una perspectiva ACV desde alguno de los dos puntos de vista siguientes:

- Si se pretende compensar las emisiones originadas por la decisión de utilizar la alternativa de la desalación en sustitución de suministros actualmente existentes en un determinado ámbito, entonces deberá realizarse un análisis ACV comparativo de las emisiones generadas por la desalación y las generadas por los recursos actuales, y si la diferencia es positiva, deberán aplicarse a esa diferencia los mecanismos de compensación con mejor relación coste/eficiencia.
- Si se pretende compensar las emisiones originadas por la decisión de aumentar el suministro urbano de agua en un determinado ámbito, entonces lo procedente es realizar un análisis ACV de las emisiones originadas por cada alternativa de suministro adicional, seleccionar la menos emisora, y sobre sus emisiones aplicar las compensaciones pertinentes, no sólo sobre la etapa de potabilización, sino sobre las emisiones del conjunto del ciclo. Si se decide compensar sólo una o algunas etapas conviene explicitarlo y justificarlo técnicamente, por razones de coherencia metodológica y de eficiencia técnica.

La desalación con energías renovables

Independientemente de las consideraciones expuestas más arriba acerca de la necesidad de enfocar la compensación de emisiones mediante metodologías ACV, la utilización de energías renovables para impulsar las plantas de desalación es en sí misma un objetivo positivo, como lo sería su uso para impulsar la aducción de aguas superficiales, la extracción de aguas subterráneas, o la potabilización de cualquier recurso hídrico.

Por lo que se refiere específicamente a la desalación de agua de mar, aunque existen referencias a experiencias de destilación de agua marina por el calor del sol en la Antigüedad (algunas atribuidas a Arquímedes), el primer antecedente moderno de desalación de agua marina por energía solar a una escala significativa tuvo lugar en 1869 en la guarnición militar británica del puerto de Adén. No mucho después, en 1872, se emprendió otro proyecto similar, aunque mucho más grande, en la zona minera de Las Salinas (cerca de Antofagasta, Chile), por iniciativa del ingeniero sueco Charles Wilson. El ingenio se basaba en un destilador solar de 4.700 m², con una producción que llegaba hasta los 6.000 galones (22,5 m³) diarios en los días más favorables. El sistema funcionó durante más de 40 años, hasta que se abandonaron las minas. Se destilaban aguas salobres de pozos excavados en el desierto, y el agua obtenida cubría las necesidades de la población minera, así como de los cientos de mulas utilizadas para el acarreo del mineral.

Dados los bajos precios de la energía que reinaron durante el siglo XX, estas experiencias pioneras apenas tuvieron continuidad. Sin embargo, en la actualidad, debido a la crisis de las emisiones de carbono, se ha despertado un renovado interés por la aplicación de energías renovables a la desalación a escala industrial, especialmente en relación con la energía eólica.

Conviene advertir a título previo en relación con estas aplicaciones que, en el caso habitual de que las plantas desaladoras sean impulsadas por energía eléctrica, el mero hecho de que se implante conectada a la red una cierta potencia eléctrica renovable no autoriza a afirmar que la planta está accionada por energía renovable. Simplemente se habrá añadido cierta proporción de energía renovable al sistema eléctrico del cual se alimenta la planta. Esta será sin duda una iniciativa positiva, pero no equivalente a una “desalación con energías renovables”.

Para que se puedan computar efectivamente las operaciones de desalación como realizadas con energía renovable, es necesario que la producción de tales energías

esté directamente vinculada a la producción del agua desalada, formando parte del mismo proyecto. Para ello hay que asociar formalmente a la planta de desalación -a nivel de proyecto, de operación industrial y de gestión económica- una determinada potencia renovable, que deberá ser posteriormente gestionada de forma conjunta con la planta de desalación.

Si la potencia renovable es eólica, normalmente la ubicación de la central eólica será distinta a la de la central desaladora y la energía producida será transportada hasta ella a través de la red eléctrica general. La sustitución del consumo eléctrico por energía renovable podrá ser total o parcial. Como referencia orientativa, muy variable en función de la calidad de la localización de los aerogeneradores, para abastecer una capacidad de desalación de $1 \text{ hm}^3/\text{año}$ se requiere una potencia instalada de entre 1,2 y 1,5 MW eólicos.

Para resolver la irregularidad del suministro eólico se puede prever una compensación a través del sistema eléctrico. En momentos de baja producción energética, el sistema toma energía de la red, y en momentos de excedente de producción energética el sistema devuelve a la red la energía prestada. El inconveniente de esta opción es que el potencial eólico de un determinado sistema eléctrico viene determinado por el más pequeño de estos dos límites:

- La disponibilidad de ubicaciones favorables y ecológicamente asumibles para la implantación de parques eólicos.
- El llamado “techo eólico” de un sistema eléctrico, máxima potencia eólica que el sistema puede asumir sin comprometer la estabilidad de la red eléctrica general. Dada la inestabilidad e imprevisibilidad inherentes a la energía eólica, un determinado sistema eléctrico sólo admite una cierta proporción de ésta sin comprometer su estabilidad. A la potencia máxima instalable con garantía de estabilidad se le denomina “techo eólico del sistema”.

Al instalar potencia eólica en un sistema eléctrico, cualquiera que sea su finalidad, se consume tanto una parte de las ubicaciones rentables como, sobre todo, una parte del techo eólico, por lo que se están comprometiendo opciones posteriores de utilización de esta energía. No obstante, en la medida en que las plantas de desalación constituyen una demanda estable y perfectamente previsible, su presencia en un sistema contribuye a estabilizarlo, y por tanto, eleva su techo eólico. Además, las centrales de desalación son instalaciones susceptibles de interrumpibilidad, con cierto tiempo de preaviso, lo cual puede aportar una capacidad adicional de estabilización del sistema.

El problema de la conexión hidroeólica adquiere así una cierta complejidad, y debe ser estudiada con detenimiento, pues presenta problemas específicos, pero también interesantes oportunidades. Existen alternativas técnicas de desalación que pueden optimizar la elevación del techo eólico, que ya han sido estudiadas en las Islas Canarias⁷.

Una evaluación global de la potencia eólica que sería necesario instalar en España para impulsar todas las centrales del sistema de desalación previsto a medio plazo, con una capacidad global de $825 \text{ hm}^3/\text{año}$, apunta a una horquilla de entre 1.000 y

⁷ El sistema eléctrico Lanzarote/Fuerteventura fue el primer sistema eléctrico español en alcanzar su techo eólico, en la década de 1990. Las posibilidades que ofrece la desalación para elevar el techo eólico en este sistema se estudiaron en el proyecto RED-Lanzarote (Estevan, A., (Coord.), 1999.)

1.200 MW de potencia eólica instalada. Esta cifra representa algo menos del 10% del parque eólico ya instalado en la actualidad, que en 2007 superó los 13.000 MW. La programación actual del desarrollo eólico contempla un incremento de más de un 50% de la potencia eólica en horizontes aproximadamente coincidentes con los del programa de desalación⁸, y las diversas estimaciones del potencial eólico peninsular terrestre y marino multiplican varias veces las potencias actualmente instaladas y programadas. El desarrollo del parque eólico español deberá venir acompañado de un reforzamiento de las medidas de estabilización del sistema, para mantener siempre la potencia instalada por debajo del techo eólico.

Con estas premisas, existe capacidad de generación eólica suficiente en España para compensar la totalidad de las emisiones generadas en las etapas de captación, aducción y potabilización por las centrales del actual programa de desalación sin comprometer el desarrollo del programa eólico español, si tal compensación se estableciera como un objetivo de la política del agua. No obstante, como ya se ha indicado, parecería lógico que el programa de compensación de emisiones se extendiera también a los sistemas de obtención y potabilización de recursos continentales, pues no parece clara la razón por la que la energía consumida en la explotación de una determinada fuente de recursos hídricos deba ser compensada con energías renovables y la de otras no.

En tal caso habría que valorar si seguiría habiendo espacio eólico suficiente en la península para esa compensación universal, máxime si el concepto de compensación se extendiese también, lógicamente, al agua de riego, y se descartasen como zonas de ubicación de parques eólicos al menos la totalidad de los espacios protegidos, que cubren el 28% del territorio peninsular, como ha sugerido GreenPeace (2005). En todo caso, los grandes bombeos hidráulicos son usos con un gran potencial de interrumpibilidad, y por tanto pueden adaptarse mejor que otros usos a la irregularidad del suministro eólico e incluso pueden contribuir a estabilizar el sistema eléctrico general.

Al margen de la conexión hidroeólica, otras alternativas para la desalación con renovables pasan por utilizar vectores de energía no eléctricos. Se puede desalar, en efecto, con energía solar térmica aplicada directamente para la evaporación del agua, o con energía mecánica aplicada directamente a partir de determinadas fuentes energéticas, ya sea energía del viento, de las olas, de las mareas, etc.. En estos casos siempre se puede afirmar que se realiza "desalación con energías renovables", pues la energía captada *in situ*, ya sea mecánica o térmica, no puede sustituir a otros consumos en el sistema energético global.

El CIEMAT, en sus instalaciones de Tabernas (Almería), está realizando considerables avances en el diseño de sistemas de desalación térmica con procesos multietapa, similares a los que utilizan las desaladoras convencionales con tecnologías de evaporación, pero alimentadas exclusiva o parcialmente por energía solar. Aunque por el momento los resultados obtenidos no alcanzan parámetros de eficiencia comercial, estos enfoques resultan bastante prometedores, especialmente si se combinan con fuentes renovables complementarias, como la biomasa, que permiten salvar la irregularidad de la energía solar. Una mayor atención pública al desarrollo de estos sistemas de desalación podría ofrecer resultados muy interesantes en un futuro no lejano.

⁸ El vigente Plan de Energías Renovables contempla 20.155 MW eólicos instalados en 2010.

6. Impactos locales: las afecciones a las praderas de posidonia

En relación con la cuestión de las salmueras, hay que recordar ante todo que se trata de aguas que no contienen productos contaminantes en proporciones significativas, sino únicamente las mismas sales naturales marinas a mayor concentración, con una salinidad aproximadamente un 80% superior a la del agua de mar. Por consiguiente, en espacios marinos de gran dimensión y suficientemente renovados, como el mar Mediterráneo, su vertido al mar no puede provocar ninguna contaminación o cambio general de la calidad de las aguas, sino únicamente aumentos de la salinidad del agua de escala muy local (cientos de metros, o poco más de 1 kilómetro en las plantas más grandes) que pueden ser negativas para determinados organismos marinos.

En particular, parece probado que las salmueras resultantes del proceso de desalación, si no se vierten correctamente, pueden afectar localmente a algunos ecosistemas marinos, y en especial a las praderas de *posidonia oceanica*, una planta fanerógama de gran importancia en el ecosistema marino mediterráneo.

En el momento actual, se pueden resumir del modo siguiente las formas disponibles para resolver el vertido de las salmueras evitando provocar impactos negativos sobre las praderas de *posidonia oceanica*.

La solución tradicional es la de verter la salmuera mar adentro, por medio de un emisario submarino, hasta llegar a profundidades en las que ya no vive la posidonia, por falta de luz. Esta profundidad es, como máximo, de 40 metros. Sin embargo, en algunas zonas del mediterráneo español para llegar a estas profundidades hay que construir emisarios de varios kilómetros de longitud, lo cual encarece notablemente el coste de la desaladora. Además, al atravesar las praderas de posidonia para instalar la conducción se abre una brecha a lo largo de toda la pradera, que puede llegar a 10 metros de anchura, en la que ya no se recupera la pradera hasta pasadas varias décadas o en ocasiones nunca, si debido a las condiciones del agua es reemplazada por otros organismos oportunistas, como el alga *caulerpa prolifera* u otras.

En cualquier caso, el emisario fue la solución mayoritariamente utilizada hasta hace unos años en la mayor parte de las grandes desaladoras en la península, posiblemente por inercia tecnológica de los emisarios de aguas residuales, que constituyen una tecnología conocida desde hace largo tiempo y bien dominada.

Otra solución es la de aprovechar el circuito de refrigeración de una gran central térmica, cuyo caudal es muy superior al de las más grandes desaladoras. Mezclando la salmuera con el agua de salida de la refrigeración, llega al mar altamente diluida. Esta es la solución adoptada en la desaladora de Carboneras (Almería) y en otras grandes desaladoras en otros países, como Tampa Bay (Florida, EEUU) y Ashkelon (Israel). En la costa mediterránea peninsular hay del orden de una decena de centrales térmicas, y asociadas a tres de ellas (Carboneras, Escombreras y Sagunto), ya existen o están en construcción sendas desaladoras.

Otra solución muy eficiente desde el punto de vista de la calidad de los vertidos es la de realizar una predilución de la salmuera con agua del mar en tierra, antes de verterla al mar. Para ello se bombea en la toma de la desaladora un caudal adicional de agua de mar. Esta es la solución adoptada en la desaladora de Jávea, y los informes de seguimiento del impacto ambiental parecen ser satisfactorios. El inconveniente de este método es que aumenta el consumo de energía, aunque en pequeña medida.

Por último, el CEDEX coordinó hace algunos años una serie de estudios para desarrollar sistemas de difusión o dispersión de la salmuera⁹. Sobre el fondo marino se ubica una o varias conducciones con boquillas que disparan el agua a presión desde el fondo hacia la superficie. En su recorrido a través del agua del mar, la salmuera se va mezclando con el agua circundante hasta que su salinidad es prácticamente similar a la del agua marina, y no supone riesgo para la *posidonia* que pueda haber en las proximidades. El sistema tiene un coste energético muy bajo, pues para garantizar la difusión basta con una presión de una o dos atmósferas, que frecuentemente se obtiene por gravedad desde la misma planta. El coste del sistema es inferior al de los grandes emisarios tradicionales, por lo que últimamente se está utilizando de modo creciente.

En cualquier caso, la mejor solución es ubicar los vertidos en tramos de costa donde no haya *posidonia*, siempre que sea posible localizar las desaladoras en lugares suficientemente próximos a estos tramos. Preferentemente se deben localizar las centrales frente a zonas marinas que están desprovistas de *posidonia* de manera natural, ya sea porque el sustrato marino no permite su presencia o porque están frente a desembocaduras de ríos, ramblas o torrentes, cuya dinámica natural también impide su crecimiento. Esta solución puede facilitar bastantes localizaciones de desaladoras, pues hay numerosos lugares en la costa mediterránea en los que se interrumpe de manera natural la barrera de *posidonia*.

Esta es la solución adoptada en su día en la planta de la Bahía de Palma, cuyo vertido se realiza frente a la desembocadura de un torrente (a través del curso bajo del mismo), zona en la que no hay *posidonia* de modo natural.

Por otra parte, hay muchas zonas donde la planta ya ha desaparecido definitivamente por efecto de la acción humana. La turbidez del agua es tan letal o más que el aumento de la salinidad para la *posidonia*, que es una planta que necesita mucha luz. Grandes praderas mediterráneas de *posidonia* han desaparecido debido a los vertidos urbanos o industriales que se vienen realizando en las últimas décadas, enturbiando o eutrofizando las aguas costeras, así como por la pesca de arrastre y otros factores. El declive de esta planta ha sido dramático en los últimos treinta años, habiéndose perdido casi por completo en grandes tramos de hasta decenas de kilómetros de costa, y se sigue perdiendo por una multiplicidad de causas (puertos deportivos o comerciales, obras de costas, vertidos urbanos e industriales, etc...). En la actualidad, apenas quedan en el litoral mediterráneo peninsular 1.200 km² de praderas de *posidonia oceanica*. El 80 % de estas praderas se encuentran en regresión, y su densidad media se ha reducido a la mitad en los últimos 20 años (Marbá et al. 2004).

Esta constatación no puede justificar, obviamente, ninguna negligencia en relación con los sistemas de vertido a la hora de construir una desaladora en zonas en las que aún existe o se puede recuperar a largo plazo la *posidonia*, pero sí que debe servir para que se comience a exigir severas medidas de control a las numerosas actividades que afectan a esta planta en un grado igual o mucho mayor que la desalación.

⁹ En el grupo de trabajo participaron diversos organismos: Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas; Centro de Estudios Avanzados de Blanes; Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Instituto Español de Oceanografía; Departamento de Ecología, Universidad de Barcelona y Departamento de Ciencias Ambientales, Universidad de Alicante.

7. Conclusiones y recomendaciones

La desalación de agua marina es una actividad que ha estado presente en España desde estadios muy tempranos de su proceso de desarrollo tecnológico. A partir de la aparición de nuevas tecnologías de desalación de bajo consumo energético como la ósmosis inversa, España ha mantenido una presencia destacada en el sector internacional de la desalación, tanto por lo que se refiere a la industria constructora de plantas como a la industria desaladora, esto es, utilizadora de estas tecnologías.

Una serie de circunstancias han favorecido el desarrollo de esta opción tecnológica en España. En primer lugar, la presencia en el país de dos archipiélagos con una importante actividad turística generó desde fechas muy tempranas demanda solvente para aguas desaladas a una escala no existente en ningún otro país desarrollado, y sin recursos alternativos. En segundo lugar, la notable tradición hidráulica del país facilitó la migración de tecnologías hidráulicas (bombeo de alta presión, tratamientos, obra civil) hacia el nuevo sector productivo. Y finalmente, los periódicos ciclos de sequía que afectan tanto a la península como a las islas han generado oleadas de demanda de desaladoras para cubrir ámbitos de suministro cada vez más amplios.

En ese proceso histórico, en el momento del lanzamiento del trasvase del Ebro la desalación ofrecía ya ventajas económicas, energéticas y ambientales sobre el trasvase que resultaban técnicamente indiscutibles al menos para todos los puntos de la costa situados al sur de la provincia de Valencia, y ofrecía además obvias ventajas de calidad y garantía para todas las zonas receptoras. Las perspectivas de desarrollo tecnológico pronosticaban que a medio plazo esas ventajas se extenderían a todas las zonas receptoras, como así ha ocurrido. En esta situación, la decisión de confiar en la desalación, y no en el trasvase, para aquellas situaciones locales en las que se pudiera necesitar oferta adicional de agua fue técnicamente impecable, y también lo fue jurídicamente, porque la Directiva Marco del Agua había establecido cuatro años atrás la obligación de que las políticas del agua de los estados miembros no generasen ningún deterioro adicional de los ecosistemas acuáticos.

Sobre estos hechos, y con la perspectiva que ofrece el apreciable lapso de tiempo ya transcurrido, puede afirmarse que el Programa AGUA respondía, en su enfoque y planteamiento originarios, a la nueva política del agua que necesitaba el país para superar la larga etapa de desarrollismo hidráulico que había pervivido desde mediados del siglo anterior a través de distintos regímenes y gobiernos, y que había periclitado, técnica y simbólicamente, con el anacrónico proyecto del trasvase del Ebro.

El Programa AGUA se planteaba a escala local, se desentendía de la irrelevante cuestión –en un país ya desarrollado– de los balances nacionales o pluriregionales de agua a largo plazo, daba prioridad a las medidas de ahorro, eficiencia y reutilización, contaba con la desalación marina para resolver necesidades locales de nueva oferta de agua irresoluble por otros medios, y supeditaba la implantación de capacidad de desalación a la expresión de esas necesidades en forma de demandas efectivas con compromiso fehaciente de adquisición del agua.

Sin embargo, un cambio de orientación de la política del agua de esa profundidad necesitaba dos grandes puntos de apoyo sobre los que poder desplegar y alcanzar todo su potencial:

- un ambiente de colaboración institucional, tan exigente como fuera necesario, pero comprometido con una verdadera renovación de la política del agua.

- una revisión en profundidad del entorno jurídico-administrativo de la gestión del agua, que permitiera quebrar las ancestrales rigideces del sector, especialmente por el lado de las demandas y los derechos adquiridos.

Lo que ha existido ha sido exactamente lo opuesto. En el ámbito institucional se ha mantenido un estado de “guerra del agua” permanente, orientada a la obtención de réditos políticos, que ha acabado haciendo irrespirable e inútil el debate social sobre el agua. Y en el ámbito jurídico-administrativo los intereses económicos y corporativos que veían peligrar sus tradicionales privilegios han reaccionado rentabilizando a su favor el ambiente de “guerra del agua” hasta conseguir abortar, uno por uno, todos los intentos de introducir cambios relevantes en el *statu quo* del sector.

En ese entorno tan poco favorable para su aplicación, el Programa AGUA ha ido perdiendo inevitablemente una parte de su andamiaje conceptual originario y se ha ido acomodando para eludir la confrontación abierta con el espíritu de la tradicional cultura hidráulica de oferta, que todavía conserva sólidas posiciones en muchos medios de comunicación y administraciones públicas del agua.

Según este espíritu, lo prioritario son las obras hidráulicas de oferta que permitan seguir “incrementando las disponibilidades del recurso”, según continúa prescribiendo la Ley de Aguas vigente¹⁰, fiel expresión de la antigua política hidráulica del desarrollo. Por eso, sobre la disposición del estado a realizar obras hidráulicas y a financiarlas a fondo perdido, sean o no necesarias, siempre se obtienen consensos institucionales y alabanzas mediáticas. Por el contrario, sobre propuestas basadas en el ahorro, la eficiencia, la limitación de la nueva oferta a lo demostrable como necesario, la revisión administrativa de los abusos en el uso del agua o la plena recuperación de costes, aún se siguen ganando pocos adeptos. Quizá por eso las medidas de este tipo que se han adoptado, que pese a todo no han sido pocas aunque podrían haber sido más, no siempre han venido acompañadas de su consecuencia más inmediata, que es la limitación estricta de la nueva oferta a las necesidades que después de aplicar esas medidas aún permanecieran sin cubrir.

Posiblemente, esa adaptación o aceptación de un cierto *mix* de vieja y nueva política del agua ha sido el precio que el Programa AGUA y, en general, la política del agua en esta última etapa, han tenido que pagar en la mayor parte de la península para evitar el completo bloqueo de la política del agua, antesala del retorno al pasado deseado por muchos, dentro y fuera de la administración del agua. El punto de compromiso alcanzado resultará decepcionante para unos e inadmisibles para otros. La discusión sobre ese punto será larga, y difícilmente se cerrará con un consenso general.

Por lo que se refiere al aspecto concreto de los efectos ambientales de la desalación marina en el Programa AGUA, objeto de este informe, lo que interesa valorar en las presentes conclusiones son algunas cuestiones clave muy concretas:

La primera de todas es la posibilidad de que tras la culminación del Programa AGUA exista un exceso de capacidad de desalación en varias áreas costeras de la vertiente mediterránea, de la cual se pueden derivar indirectamente algunos efectos negativos:

- Un cierto estímulo para la expansión de actividades altamente demandantes de agua, y que generan gran presión ambiental sobre el territorio, tales como el desarrollo urbanístico o las transformaciones en regadío.

¹⁰ Ley de Aguas, Artículo 40. *Sobre los objetivos y criterios de la planificación hidrológica.* Apartado 1.

- Un incremento de los costes del agua desalada que desacredite la imagen de la desalación como alternativa de gestión hidrológica, y por extensión la de toda la nueva política y la nueva cultura del agua, que algunos sectores han asociado a la desalación de un modo a todas luces excesivo e injustificado.

El peor escenario posible sería aquel en el que para evitar eventuales desequilibrios financieros en el sistema de explotación del agua desalada por insuficiencia de la demanda, se acabase promoviendo el consumo con criterios de tipo comercial, ya fuera en el ámbito institucional o privado. En tal caso se cerraría el círculo de una nueva política de oferta, versión siglo XXI, que no se diferenciaría de la que prevaleció en el siglo anterior más que en el tipo de tecnología utilizada.

La segunda cuestión a considerar es la de los efectos ambientales que pueden derivarse directamente de la gran expansión de la capacidad de desalación programada. En este punto hay que recordar previamente la regla de oro de la protección ambiental, que establece que el menor impacto ambiental es el que no se genera.

Con toda probabilidad, en un contexto ideal de modernización de la estructura administrativa del agua, de revisión de los abusos y de exigencia reglada de eficiencia en el uso del agua, de colaboración institucional, de compromiso de los medios de comunicación en la explicación de los fundamentos de la Directiva Marco y del desastre ambiental heredado del desarrollismo hidráulico del siglo XX, etc., etc., una parte bastante significativa de las capacidades de desalación implantadas o programadas se habría podido evitar, con buena aceptación social, recurriendo a medidas de gestión de la demanda, de reasignación de recursos, de mejor uso de las aguas subterráneas, y a otras actuaciones de gestión con impacto ambiental nulo o muy reducido.

Incluso cabe afirmar que, si se hubieran resistido las presiones del entorno político, mediático y administrativo realmente existente, el mantenimiento de normas estrictas de compromiso de adquisición de caudales en firme como condición para el establecimiento de nueva capacidad de desalación habría revelado la verdadera demanda de ésta y reducido drásticamente la capacidad implantada. Cuestión distinta es si los agentes que operan como demandantes en el sector del agua en España (regantes, ayuntamientos, promotores...) estaban y están culturalmente preparados para asumir ese planteamiento, o si habrían vuelto unánimemente los ojos hacia los trasvases-maná a los que los tenía acostumbrados el desarrollismo hidráulico del siglo pasado.

Dejando ese debate en este punto, pues difícilmente se puede avanzar más en él, procede valorar globalmente los efectos ambientales esperables de un Programa AGUA que, por las razones o las situaciones arriba expuestas, se ha acabado basando fuertemente en la desalación.

El punto ambiental crítico en esta discusión es el consumo energético y las emisiones de CO₂, pues la cuestión de las salmueras está aceptablemente resuelta con la estricta aceptación de unas sencillas “buenas prácticas” para la selección de la localización de cualquier futura potabilizadora de agua marina, y la implantación de ciertas medidas correctoras en las plantas con localización inadecuada, heredadas en su mayor parte de la etapa anterior. Sería deseable que el gobierno hiciera explícitas y públicas tanto las medidas correctoras como las buenas prácticas necesarias, sobradamente conocidas en el sector, para acabar con un debate estéril que en ocasiones desvía la atención sobre otras cuestiones más relevantes.

Respecto a la cuestión energética, en el momento actual, cuando el problema del cambio climático ha entrado de lleno en la agenda política y lo ha hecho, según se afirma, con elevada prioridad, los debates energéticos sobre alternativas de actuación no pueden seguir basándose en los análisis parciales al uso, que contabilizan como consumo energético y como emisiones asociadas solamente las que se producen por el gasto eléctrico de operación de una determinada instalación o infraestructura.

Como se ha explicado en el presente informe, para valorar alternativas de actuación según el efecto que puedan tener sobre un aspecto de la Naturaleza (por ejemplo sobre el clima), es necesario contemplar el ciclo de vida completo del producto o servicio que se trata de obtener con esas alternativas. Por consiguiente, es imprescindible aplicar metodologías de análisis de ciclo de vida (ACV). Los análisis parciales al uso sencillamente no son válidos desde el punto de vista técnico y no deberían ser tomados en consideración, porque pueden hacer pasar por válidas opciones y decisiones completamente erróneas, algo que en los momentos actuales está sucediendo cotidianamente en la política ambiental¹¹.

Algunos de los datos examinados en el presente informe son simples constataciones técnicas no interpretables en ningún sentido, más allá de la deseable verificación de su exactitud por otros analistas. Este es el caso de los consumos eléctricos en la ósmosis inversa incluyendo toma y pretratamiento, que son del orden de 3,7 kWh/m³ en la gran industria española actual, de las expectativas tecnológicas de reducción del consumo hasta 2,5 kWh/m³ a medio/largo plazo que se manejan en el contexto internacional, o del volumen agregado del orden del 0,25% que pueden representar las emisiones globales de las desaladoras programadas sobre un total nacional de emisiones supuestamente estabilizado al nivel de 2004. El grado de satisfacción con que puedan ser acogidas esas magnitudes será distinto para cada observador.

Pero cuando se trata de establecer comparaciones entre alternativas o de adoptar decisiones de planificación, entonces se impone la aplicación del análisis ACV. En el contexto del ciclo global, según los datos provisionales de que se dispone sobre el consumo energético en el ciclo de vida completo del agua urbana, las emisiones en la etapa de la desalación pueden representar del orden del 20% de las emisiones totales del ciclo. Y se ha constatado que la sustitución en las redes urbanas de aguas superficiales transportadas desde grandes distancias o de aguas de baja calidad por aguas desaladas, puede reducir las emisiones a lo largo del ciclo hasta tal punto que puede cancelar parcialmente, totalmente o incluso por exceso, el incremento de emisiones que supone la potabilización de agua marina frente a la potabilización de recursos continentales.

La conclusión que se desprende de estos datos es que el debate energético sobre la desalación, y en general sobre el agua, está planteado actualmente en unos términos que no son técnicamente válidos, especialmente en lo que se refiere al agua urbana. Se precisa un considerable esfuerzo de investigación orientado a la profundización en los análisis ACV en este área, y en todas las demás relacionadas con la gestión del agua. Sólo así será posible comenzar a extraer conclusiones sólidas y útiles para la toma de decisiones de planificación en el binomio agua-energía, especialmente ante la

¹¹ Un caso paradigmático de análisis parcial erróneo es la “emisión cero” que se está atribuyendo últimamente a la energía nuclear. Esta fuente de energía genera emisiones de enorme volumen en la construcción de las centrales, en el beneficio del mineral de uranio (rápidamente crecientes conforme se van agotando los yacimientos de mayor ley) y en el enriquecimiento isotópico del combustible, así como en el desmantelamiento de las centrales al término de su vida útil. Estas emisiones se hacen astronómicas cuando se computa la gestión de los residuos durante decenas de miles de años.

proximidad de la fecha límite para la culminación de los nuevos planes de gestión de distrito fluvial exigida por la Directiva Marco para diciembre de 2009.

Mientras tanto, quizá sería conveniente realizar a corto plazo una evaluación intermedia del Programa AGUA siguiendo sus principios originarios de seguimiento en continuo de la demanda, y evaluando zona por zona la correspondencia entre la capacidad de desalación programada y la demanda efectiva previsible a medio plazo, a la luz de las nuevas tendencias del sector inmobiliario en la costa mediterránea. Si esa evaluación así lo sugiriera, cabría la posibilidad de cancelar, posponer o reducir la dimensión de algunas de las plantas previstas pero todavía no licitadas.

Esta evaluación intermedia debería venir acompañada de un análisis de las emisiones con metodologías ACV a escala de todo el Programa y zona por zona. En esa evaluación se deberían contemplar tanto las emisiones que se han reducido en algunas zonas como las que hayan podido aumentar en otras, pero todas deberían ser evaluadas con criterios ACV, no con los inconsistentes enfoques parciales habituales.

A expensas de lo que puedan recomendar futuros análisis más profundos, de las primeras aproximaciones del análisis con enfoque ACV se desprenden algunas líneas generales de actuación para la compensación de emisiones de las diferentes fases del ciclo del agua, que son igualmente aplicables a sistemas alimentados con recursos marinos o con recursos continentales:

- Para todo el ciclo, como medidas transversales:
 - * Utilización prioritaria de aguas de buena calidad en el ciclo urbano del agua.
 - * Reducción de consumos mediante gestión de la demanda.
- Fases de captación, aducción, potabilización y distribución:
 - * Medida activa clave: utilización de fuentes de energía eléctrica renovables.
 - * Medidas preventivas: uso de recursos cercanos y reducción de pérdidas.
- Fase de utilización:
 - * Medida activa clave: uso de energía solar para la producción de ACS.
- Fase de alcantarillado, depuración y reutilización:
 - * Medida activa clave: recuperación de la energía de los gases de depuración.
 - * Medida preventiva: proteger la calidad de las aguas residuales en la recogida.

Finalmente, la valoración ambiental global que se puede realizar del desarrollo de la desalación en el Programa AGUA puede sintetizarse a un doble nivel:

- unos efectos ambientales directos que, a título provisional y a la espera de más investigación, se perfilan como bastante neutrales en términos de emisiones de CO₂ y poco significativos en términos de impacto sobre el territorio y el medio marino;
- y unos efectos indirectos que cabría calificar como el “mal menor” o “mínimo relativo” de entre todos los males ambientales que irremediablemente se tenían que derivar de un ambiente político y mediático como el que se ha mantenido en el sector del agua en España en los últimos años.

Referencias

- Buitrago, M. (2007) Las consecuencias de la sequía. La calidad del agua que consume la población. En *Diario La Verdad* 16-9-2007. Murcia.
- CEC-California Energy Commission (2005) *California's water-energy relationship*.
- CEDEX y otros (2003). *Estudio de los efectos de incrementos de salinidad sobre la fanerógama marina Posidonia oceanica y su ecosistema*. Madrid.
- Estevan, A. (2006) *Planificación y gestión hidrológica de la desalación de agua de mar: estado de la cuestión*. Gea21, S.L. por encargo de CEH-CEDEX. Madrid.
- Estevan, A. (2007) *Consumos energéticos en el ciclo de uso del agua urbana*. Gea21, S.L. por encargo del CEH-CEDEX. Madrid.
- Estevan, A. y García Sánchez-Colomer, M. (2007). El consumo de energía en la desalación de agua de mar por ósmosis inversa. *Ingeniería Civil*, 148/2007. Madrid.
- Estevan, A. (Coord) (1999) *Regulación Eléctrica y Desalación en Lanzarote*. Programa Joule III de la UE (V Programa Marco).
- Fariñas, M. (2005) La desalación por ósmosis inversa: aspectos técnicos, económicos y medioambientales. *Jornada sobre la dessalació d'aigües*. Colegio de Ingenieros Industriales de Cataluña. Barcelona, mayo 2005.
- GreenPeace (2005) *Renovables 2050. El potencial de las energías renovables en la España Peninsular*.
- Izagirre, J. K. (2004) Técnicas de desalación, costes de construcción y explotación. Jornadas sobre *Problemática del agua en la Vega Baja*. Guardamar del Segura, Junio 2004.
- Marbá, N. et al. (2004) Estado de conservación y protección global de las pradera de Posidonia Oceanica. Ponencia presentada el 28-1-2004 en la Jornada sobre *Las praderas de Posidonia Oceanica. El impacto de las actividades humanas*. CEDEX, Madrid.
- MMA, 2005. Informe de sostenibilidad ambiental (ISA) del Programa Agua. Secretaría de Estado de Ordenación del Territorio y Biodiversidad.
- PriceWaterhoueCoopers (2004) *Efecto social de la puesta en servicio de la desaladora de El Atabal*. EMASA-Empresa Municipal de Aguas de Málaga.
- Secretaría de Estado de Ordenación del Territorio y Biodiversidad (2005) *Informe de sostenibilidad ambiental (ISA) del Programa Agua*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Secretaría General de la Energía (2006) *Informe Energía 2005*. Ministerio de Industria, Madrid.

- Torres, M. (2004) Avances tecnológicos y costes de la desalación. Ponencia presentada en las *Jornadas Técnicas sobre la desalación en el Programa AGUA*. Grupo Recoletos. Madrid, Octubre de 2004.
- Torres, M. (2005) Desalación y planificación hidrológica hoy. *Ingeniería y Territorio*, nº 72.
- Valero, A. et al. (2003) *Impacto ambiental de tecnologías de producción de agua. Análisis de ciclo de vida comparado del trasvase del Ebro frente a la ósmosis inversa*. CIRCE y Universidad de Zaragoza.