

La razón para ello es bien simple y ha sido ya expresada reiteradamente a lo largo de este documento: lo que hasta hace poco tiempo parecía ilimitado ahora aparece como escaso, y el dominio de lo escaso es el dominio natural de la economía. Esta disciplina está, pues, llamada, más allá de sesgos e intereses sectoriales, a introducir una mayor racionalidad en las discusiones del agua.

Establecido esto, es necesario precisar que razonamiento económico no debe confundirse con lo que a veces se llama *economicismo*, y menos con un economicismo que se entiende como opuesto a las preocupaciones medioambientales. Muy al contrario, la economía ha desarrollado unas técnicas de análisis y unas pautas de evaluación que superan ampliamente esta visión convencional y reduccionista de los problemas económicos, y esta visión extendida es la que se postula en este Libro. La clásica diferenciación aristotélica entre lo *crematístico* (relativo al dinero) y lo *económico* (relativo a la administración de la casa por extensión, del planeta) resulta al respecto bien clarificadora (Aguilera, 1995b).

Por otra parte, en ningún caso cabe negar la posibilidad de que consideraciones sociopolíticas puedan matizar o incluso contravenir los resultados de los análisis económicos, y las decisiones de intervención pública actúen en tal sentido, pero siempre haciéndolo con transparencia, y tras un correcto y veraz conocimiento cuantitativo de los flujos económicos involucrados y sus indicadores resultantes.

Abordaremos el estudio de los fundamentos económicos de las políticas del agua desde dos puntos de vista distintos aunque, como se explicó, íntimamente relacionados entre sí: el de la contemplación del agua como un bien económico productivo, utilizado como insumo para la actividad económica, y el de la contemplación del agua como un bien ambiental, que debe ser conservado y preservado de la degradación.

La primera perspectiva conduce directamente a la cuestión del régimen económico-financiero, costes y precios del agua, considerada como bien económico, tal y como se explicó en los epígrafes previos dedicados a la economía del agua. La segunda conduce a la cuestión de las políticas económicas ambientales y sus posibles instrumentos para la protección y mejora del medio hídrico.

4.5.2. La consideración del agua como bien económico productivo

En capítulos previos se describió con detalle la actual situación en cuanto a la incidencia económica secto-

rial del agua y su actual régimen jurídico económico-financiero.

De lo expuesto se dedujo con claridad una situación que, aunque tiende a mejorar en los últimos años, no puede considerarse aún plenamente satisfactoria, ni óptima desde el punto de vista de la racionalidad económica.

En efecto, como se vio, y de conformidad con la percepción social existente al respecto y comentada en los epígrafes de fundamentos sociopolíticos, la legislación vigente establece que el agua es un bien *gratuito*, como si se tratase de un recurso abundante. Sin embargo, la realidad hidrológica española no corrobora esta consideración, y la propia sociedad admite que se trata de un recurso natural escaso, al menos a nivel nacional, y ciertamente valioso.

Esta legislación tan sólo prevé exacciones destinadas, fundamentalmente, a resarcir a la Administración hidráulica de una parte de las inversiones necesarias para garantizar la disponibilidad del recurso (canon de regulación, tarifa de utilización y canon de vertido), sin tener en cuenta los demás costes de oportunidad para la sociedad, con las consiguientes pérdidas de bienestar que ello puede suponer para la colectividad y, en sentido contrario, los otros beneficios que pudieran generarse.

Lo más relevante desde el punto de vista económico es que estas exacciones se configuran a partir de las obras requeridas para disponer del agua y depurarla, pero *no guardan relación con la escasez del recurso* y por tanto no consideran su valor económico, ni toman referencia de la disposición a pagar por parte de los consumidores.

Pero esta situación, que puede ser conceptualmente admitida como modelo válido, se degrada sensiblemente cuando se producen discriminaciones, reclamaciones, proteccionismos, moratorias, y dificultades prácticas de cobro, que hacen que ni siquiera estas cantidades sean equitativamente computadas y percibidas en su totalidad por la administración hidráulica. Tales disfunciones del sistema deben ser progresivamente superadas si se desea, como parece razonable al menos a corto plazo, seguir manteniéndolo.

En definitiva, la ausencia de un sistema que traslade al usuario los costes reales que comporta la utilización del recurso, unido a los preceptos del régimen concesional, no facilita una asignación económicamente eficiente entre los demandantes que compiten por él. Las disfunciones que provoca este sistema de asignación concesional, no económica, se muestran en la dificultad de precisar términos como “demandas” (sin precio asociado, tal y como se comentó en los epígrafes des-

tinados a su análisis), “racionalidad y economía en el uso del agua”, “caudal ecológico” y por tanto “excedentes”, etc, fuentes de muchos de los problemas a los que se enfrenta la gestión de los recursos hídricos a la hora de definir y cuantificar sus objetivos, explicar sus políticas y precisar sus decisiones.

Además, desde el punto de vista sectorial, y tal y como se vio en la descripción de los impactos económicos, parece deseable una cierta reasignación o, al menos, reorientación de las prioridades legales a efectos del otorgamiento de las futuras concesiones. La preferencia para el regadío establecida por defecto en la Ley de Aguas - salvo disposición en contrario de los planes hidrológicos -, y heredada de la regulación anterior, resulta de dudosa racionalidad, como criterio generalizado, en la realidad socioeconómica española del momento presente, y ello sin perjuicio de las muy diversas situaciones y posibles tipificaciones de las demandas de agua, además de los usos clásicos (López-Camacho, 1993).

En síntesis, es evidente que, en la mayoría de los casos, el agua ha pasado históricamente de ser un bien libre y abundante a ser un bien escaso, susceptible de degradación, y utilizado como input en procesos económico-productivos. El sistema económico-financiero vigente no considera de forma explícita esta condición del recurso, limitándose a la recuperación de los costes de su disponibilidad. Este modelo presenta problemas y deficiencias ya comentados en otros capítulos, pero, por las razones que allí también se expusieron, parece razonable por el momento su mantenimiento, mejorándolo en aquellos aspectos puntuales que proceda.

No obstante, y sin perjuicio de esta necesidad de mejora y mantenimiento del régimen actual, es conveniente avanzar en el análisis de modelos alternativos a medio y largo plazo que se adapten mejor a la coyuntura socioeconómica del presente, que consideren de forma explícita la valoración económica del recurso, y que superen las limitaciones del modelo vigente.

4.5.3. La política económica del agua considerada como bien ambiental

Parece estar comúnmente admitido que los habituales planteamientos en que se basa la economía convencional no son capaces de satisfacer y de dar respuesta adecuada a las preocupaciones de la sociedad en relación con el tratamiento del medio ambiente y su integración en los actuales modelos de crecimiento. Así como el objetivo de la eficiencia económica (que adquiere un papel predominante y casi exclusivo en las propuestas de la economía neoclásica para asignar los recursos escasos) sí parece representar de forma

conveniente el interés de la colectividad cuando se trata de bienes y servicios susceptibles de ser intercambiados en el mercado, sin embargo, en el caso de los activos medioambientales, generalmente carentes de precio, existen evidencias de que las personas incorporan otros objetivos adicionales a sus preocupaciones.

En efecto, aspectos tales como el acceso justo y equitativo a los recursos naturales, unidos a la convicción de que muchos de ellos son esenciales para la propia subsistencia (e incluso para proporcionar calidad de vida), y además no admiten sustitución, inducen a albergar serias dudas sobre la utilidad de los instrumentos clásicos de optimización en términos de costes y beneficios.

No obstante, estas cuestiones, lejos de invalidar el análisis económico tradicional para la gestión de los recursos naturales, refuerzan su papel en la medida que contribuye a mejorar la necesaria comprensión de las relaciones que tienen lugar entre el ecosistema y las actividades económicas, y permiten el desarrollo de extensiones teóricas para abordar los nuevos problemas. Sólo complementando, con metodología y rigor en el tratamiento de la información, las valiosas aportaciones de las ciencias naturales y la economía, será posible encontrar la mejor solución a un tema tan amplio y complejo como es la gestión del medio ambiente, y en particular de los recursos naturales implicados en el ciclo hidrológico, de cara a su protección y conservación. Las controversias sobre la mejor gestión de estos recursos han sido particularmente intensas en las últimas décadas, y cuestiones como la opción de lo público o lo privado, la intervención estatal, la eficacia de los mercados, etc. se encuentran en el corazón de la discusión económica sobre el agua. A su estudio dedicaremos los epígrafes que siguen.

En todo caso - huelga decirlo - la cuestión está abierta y sometida a muchas controversias, toda vez que en ella convergen visiones del mundo tan diversas en algunos casos, que es difícil sentar unas bases de partida comunes. En cualquier caso, y como ya se ha reiterado, entre la posición extrema de máxima explotación de los recursos orientada hacia el crecimiento, bajo la confianza ciega en que la innovación tecnológica mitigará la escasez de recursos a largo plazo, y la posición contraria, totalmente *ecocéntrica* y partidaria de la preservación absoluta, y entre la posición de completa liberalización y dejación de la asignación del agua a las fuerzas del mercado, y la posición de completa regulación pública y sistema administrativo rígido de asignaciones, hay lugares intermedios, de mayor utilidad general, y de mayor racionalidad práctica.

4.5.3.1. Público y privado en la gestión ambiental del agua

4.5.3.1.1. Los mercados como instrumentos de política ambiental

Una aproximación racional a la política económica del agua como recurso ambiental, y a los instrumentos de protección del entorno y lucha contra la contaminación, ha de comenzar, como en cualquier otro caso de gestión económica de un recurso, por el estudio de las posibilidades del mercado, de la viabilidad de que contaminadores y perjudicados por la contaminación lleguen a acuerdos voluntarios económicamente óptimos, y de el grado de satisfacción general de la sociedad con su medio ambiente hídrico.

Si el resultado de estos estudios indicase que es posible tal asignación de mercado y acuerdos voluntarios, y existiese una generalizada satisfacción con la situación ambiental, no sería necesario el establecimiento de ninguna intervención pública específica, y no sería necesario desarrollar ninguna política pública del agua específicamente orientada a impedir su degradación; y, de no ser así, la intervención pública estaría justificada.

Comenzaremos pues por indagar *las posibilidades del mercado* respecto de determinados bienes ambientales y con relación a la protección del entorno. Obviamente no es este Libro el lugar adecuado para desarrollar conceptos de la teoría económica de los recursos naturales, ampliamente tratados desde los años 70 en numerosos manuales y literatura especializada, pero la importancia del asunto y las controversias generadas son tales, que se ha estimado conveniente introducir, siquiera brevemente, alguno de estos conceptos y resultados de la teoría económica, especialmente relevantes en nuestro análisis de las aguas como bienes ambientales.

Así, ha de comenzarse recordando que los mercados se basan en el principio de *soberanía de los consumidores*, y funcionan a través del *sistema de precios*. Éstos precios, en mercados competitivos, y bajo determinadas condiciones, son indicadores de la escasez (lo son aún en mercados imperfectos), guían las elecciones de los consumidores, y facilitan una asignación óptima de los recursos, lo que constituye sin duda un importante conjunto de ventajas.

Sin embargo, *existe un amplio acuerdo teórico sobre el hecho de que el mercado no funciona bien respecto a determinados bienes ambientales*, y con relación a la protección del entorno. Siguiendo la exposición de Franco Sala (1995), entre los posibles motivos de este fallo cabe subrayar los siguientes.

La incidencia de las externalidades negativas

Como es bien conocido, se dice que existe una externalidad negativa, una deseconomía externa o un coste externo cuando la actividad de un agente económico provoca una pérdida de bienestar (o utilidad o satisfacción) sobre otro agente económico y, además, esta pérdida no está compensada. Ambas condiciones deben darse para poder hablar de externalidad negativa, puesto que en caso contrario (si existiese una compensación, por ejemplo), se dice que el efecto se ha internalizado.

Si bien pueden generarse externalidades negativas por decisiones que se toman sobre recursos de propiedad particular (por ejemplo, la tala de un bosque privado puede causar la erosión y contribuir al aterramiento de embalses y a incrementar las inundaciones), no es éste el supuesto que más interesa resaltar aquí, sino que centraremos la atención en el de los recursos de propiedad común.

La aparición de externalidades negativas es muy habitual en el caso de los recursos comunes y, en particular, en el dominio público hidráulico, y pueden afectar tanto a otros usuarios del mismo recurso común (generando conflictos entre ellos), como a la sociedad en su conjunto, o a todos a la vez. Baste citar, por ejemplo, las situaciones que se registran cuando se extrae agua de los acuíferos, se deteriora la calidad del agua en los ríos o se degradan los ecosistemas asociados. En este sentido, el daño medioambiental (como la contaminación) no sería más que un posible caso particular de externalidad negativa.

Las externalidades negativas pueden ser ocasionadas tanto por los productores, como por los consumidores. En el caso de los recursos hídricos se derivan frecuentes externalidades en la fase de la oferta (construcción de infraestructuras de regulación y transporte, transformaciones en regadío), y también se generan externalidades por los usuarios en el momento de la utilización de los recursos (contaminación por los vertidos al dominio público hidráulico, degradación de los ecosistemas y de los acuíferos por extracciones de agua, etc).

Desde el punto de vista de la producción, cualquier agente económico compra los recursos que utiliza (materias primas, trabajo, patentes, etc.), ocasionándole ésto unos *costes privados*. Además, en ocasiones se sirve de recursos ambientales que se degradan por su uso (p.e. vertidos a las aguas), significando esto unos *costes externos*, ya que perjudican a terceros (p.e. agricultores que riegan con las aguas contaminadas), y el contaminador no compensa por ello al perjudicado. El *coste social*, que es el coste real para la colectividad del desempeño de esta actividad, es por tanto la suma del coste privado más el coste externo.

Aunque se ha hecho referencia a las externalidades de carácter negativo, también existen externalidades de signo positivo. En todo caso, puede demostrarse que la presencia de unas y otras - la divergencia entre el coste privado y el social - genera disfunciones e induce a comportamientos, por parte de los agentes implicados, que dan lugar a distorsiones del mercado, haciendo que el punto de equilibrio no sea el óptimo socialmente, que la pérdida social reduzca el bienestar conjunto de la colectividad, y que se esté realizando una mala asignación de los recursos.

La naturaleza de bien público del agua

Los *bienes públicos puros* son aquéllos cuyo consumo tiene dos propiedades: es simultáneamente *no exclusivo* (no se puede excluir a nadie del consumo aunque no esté dispuesto a sufragar el coste, como la defensa nacional), y *no rival* (su aprovechamiento por un agente no impide la posibilidad de consumo por otros, como el alumbrado público de una calle). Los bienes públicos que reúnen sólo una de ambas características se denominan en ocasiones bienes públicos *impuros*.

Hay muchos bienes ambientales que tienen la naturaleza de bienes públicos, porque cumplen alguna de las dos condiciones, y de bienes puros, porque cumplen las dos (como por ejemplo la calidad del aire como consecuencia de la lucha contra la contaminación atmosférica). En el caso del agua considerada como recurso ambiental, algunas de sus utilidades pueden ser vistas como las de un bien público tanto no exclusivo como no rival (piénsese en la descontaminación de un río para el genérico disfrute ambiental aguas abajo), y la imposibilidad de excluir si no se paga un precio es un fallo del mercado que implicará sobreexplotación y degradación, ausencia de señales verdaderas sobre las preferencias de los demandantes del bien, y ausencia de incentivos de los productores para producir un bien que, una vez ofrecido, resulte imposible impedir su libre y gratuito acceso a todo el que lo desee.

En los casos relacionados con los bienes ambientales en los que no quepa aplicar el principio de exclusión, la intervención pública resulta inevitable.

La naturaleza de bien preferente del agua

El supuesto de los *bienes preferentes* es aquel en el que el mercado puede generar una provisión eficiente de los mismos, pero el sector público ha de intervenir por diversas razones sociales, políticas o ideológicas, incentivando u obligando el consumo. Casos de este tipo son:

a) La ignorancia o irracionalidad de los consumidores, que pueden pretender consumir menos de lo

que resultaría óptimo para ellos o para la sociedad (como, por ejemplo, educación y formación).

- b) Los bienes preferentes generan externalidades positivas (como el caso evidente del nivel de educación) que favorecen a toda la sociedad.
- c) El suministro de bienes preferentes garantiza al menos un consumo mínimo a los ciudadanos, con independencia de sus intereses o de su renta (caso de la enseñanza pública gratuita y obligatoria).

En el caso del agua, es obvio que un suministro mínimo para las necesidades básicas del abastecimiento tiene la naturaleza de bien preferente, pues no depende del mercado, es un requerimiento del nivel de vida actual que se considera socialmente exigible, y produce una mejora de la salud pública y calidad de vida de los ciudadanos. A este ofrecimiento básico del sector público pueden después superponerse otros ofrecimientos de mercado (suministros de mayor cuantía o mejor calidad según zonas y costes, mejoras suntuarias de los entornos urbanos, etc.).

El funcionamiento del mercado en el corto plazo

Es común considerar que el *valor económico total* de un bien ambiental es la suma de los *beneficios para los usuarios* (comprendiendo el valor de consumo y el valor de actividades que no implican consumo), más el *valor de opción* para los potenciales usuarios de la generación presente (que no los utilizan ahora pero pueden hacerlo en el futuro), más los beneficios intrínsecos o *valor de existencia* para el resto del planeta y para las generaciones futuras (valor atribuido al bien en sí mismo, por su mera existencia, independiente de toda utilización particular de la actual generación).

El mercado funciona, no obstante, básicamente a corto plazo, y considera a los consumidores que están dispuestos a pagar o empezar a pagar en dicho término. En consecuencia, ignora la existencia de una demanda optativa y a las generaciones futuras, lo que implica su imperfecto funcionamiento desde el punto de vista de los recursos naturales y su aprovechamiento a lo largo del tiempo. Al infravalorarlos, favorece su degradación y sobreexplotación.

Respecto a la demanda optativa, se origina por agentes económicos que no piensan consumir en el momento presente, pero tienen intención de disponer del bien en el futuro. Un mercado de bienes ambientales actúa a corto plazo y no considera esta opción, por lo que los recursos se asignan infravalorando el medio ambiente.

Respecto a las generaciones futuras, su no consideración hace que se infravalore el bien ambiental, mien-

tras que la conservación ambiental y la utilización racional requiere criterios basados en el largo plazo. Una posible solución a este problema sería la incorporación, por la intervención pública, de un tipo de descuento social en los análisis coste-beneficio, pero esto plantea problemas e interrogantes que distan aún de estar resueltos. ¿Cual será, por ejemplo, la valoración de las generaciones futuras con respecto a las áreas vírgenes de las cuencas, a las surgencias fluviales, a los manantiales de agua potable, a los paisajes hídricos? No hay respuesta a estas cuestiones pero podemos intuir que será elevada, mucho más de lo que lo es ahora.

La irreversibilidad

La irreversibilidad física o económica (por representar costes desorbitados) de muchas actuaciones que se emprenden en relación al medio ambiente impide la adecuada valoración de estos bienes mediante el mercado, y se relaciona directamente con la intervención pública con incidencia sobre el entorno. Volveremos sobre esta cuestión más adelante, al referirnos a los objetivos de las políticas económicas públicas en relación con el medio.

La falta de un sistema de derechos de propiedad

Ya se ha explicado extensamente el proceso por el que el agua ha dejado de ser un bien abundante, un bien *libre*, para pasar a ser escaso, y por tanto *económico*. El paso de bien libre a económico lleva aparejada la transformación de su naturaleza jurídica, pasando a ser bien con un titular, con un propietario (público o privado).

Desde algunas autorizadas perspectivas, como la de Coase (1960), se ha sostenido la tesis de que la ausencia de un sistema de derechos de propiedad (sea en el sentido estricto de propiedad plena, o en el de titularidad concesional) conlleva una utilización no óptima de los bienes ambientales.

La ausencia de este sistema de derechos implica ausencia de incentivos para el ahorro y la conservación, y favorece la sobreexplotación y degradación. La ausencia de titular hace, además, que nadie en concreto reclame por las pérdidas de utilidad del bien derivadas de su deterioro: no habrá compensaciones por las externalidades de la degradación, y el mercado funcionará de forma incorrecta.

En el caso del agua, el sistema de titularidad y acceso a su uso, y la situación y problemática de los Registros, donde se inscriben estos derechos, han sido extensamente comentadas en otros epígrafes de este libro, y allí nos remitimos. La viabilidad de mejorar la asignación de los recursos mediante transacciones

voluntarias, una vez bien definidos los derechos de los agentes interesados, es una cuestión de importancia central en la moderna discusión de las políticas económicas del agua, pues a ella se remiten las rigideces jurídicas concesionales y los posibles mercados y bancos del agua, cuestiones candentes y sobre las que recientemente se ha planteado en nuestro país un amplio, encendido, y no siempre riguroso debate.

4.5.3.1.2. Las negociaciones voluntarias

Como se indicó en el epígrafe precedente, una de las causas de fallos del mercado en presencia de costes externos ocasionados por la contaminación es la de la ausencia de un sistema de propiedad bien definido sobre los bienes ambientales.

En relación con esta cuestión, cabe pues plantearse el siguiente problema:

Supuesto establecido y bien operativo un sistema de derechos sobre el agua (registros, concesiones, autorizaciones, inscripciones...), y admitiendo plena capacidad negociadora para el intercambio de estos derechos entre sus titulares, ¿podría una negociación voluntaria entre estos titulares llevar a una asignación óptima del uso del agua, sin necesidad de intervención pública?

Una contribución básica a la respuesta al problema fue la proporcionada por Coase (1960), que demostró, en su famoso teorema, que en ausencia de costes de transacción y con un sistema de derechos de propiedad bien definidos, los causantes de una externalidad y los perjudicados por ella, mediante la negociación consiguen acercar el volumen de actividad contaminante y el efecto externo al nivel óptimo social (es decir, considerando beneficios privados y externalidades), llegando, además, al mismo con independencia de quien posea inicialmente la titularidad legal de los derechos.

Según esto, en el caso, por ejemplo, de una empresa que vierte residuos a un río y una explotación agraria aguas abajo que usa el agua para riego, una negociación entre ambas conseguiría que el nivel de vertido de la empresa se situase en una magnitud socialmente óptima, y ello con independencia de que inicialmente sea la explotación agrícola la que tiene el derecho a no ser contaminada y la empresa no tenga derecho a contaminar, o inicialmente la explotación agrícola no tenga ningún derecho sobre la calidad del agua y la empresa tenga derecho a emitir sus vertidos. O, por ejemplo, en el caso de una comunidad de regantes que detrae aguas del río, aguas abajo de cuya toma se encuentra una central eléctrica. El aprovechamiento de los regantes está generando una afección aguas

abajo consistente en la merma de los caudales circulantes, que se traduce para el hidroeléctrico en un coste externo. La negociación entre ambos conseguiría que el nivel de detracción para riegos se fijase en una cuantía socialmente óptima, con independencia de si quien dispone del derecho inicial al uso del agua es el regante o el hidroeléctrico.

Este resultado, de indudable brillantez teórica, ha sido invocado en ocasiones para mantener la no necesidad de la intervención pública - cuya única actuación sería velar por el sistema de derechos - y la viabilidad de confiar a la negociación privada y al mercado la consecución de niveles óptimos de asignación de los recursos naturales. En el caso de la contaminación de las aguas, el proceso operativo teórico sería establecer por la Administración las autorizaciones de vertido, y dejar que los acuerdos privados entre los agentes económicos generen transacciones de estos derechos, que la Administración se limitaría a registrar, y que conseguirían así, empujados por el mercado, el óptimo social en cuanto al problema de la contaminación de las aguas. En el caso de la asignación de recursos, la Administración otorgaría concesiones y dejaría que las negociaciones entre los titulares transfirieran los derechos, inscribiendo estas transferencias.

Pese al gran interés teórico de la propuesta, existen ciertas limitaciones que conviene exponer, y que, como veremos, implican que en la práctica las soluciones negociadas sean factibles en un reducido número de casos. Siguiendo a Franco Sala (1995), entre estas limitaciones cabe señalar las siguientes.

- a) La negociación requiere que los participantes estén perfectamente definidos, lo que no siempre se cumple en las situaciones reales. Volviendo al caso de la contaminación del río, la contaminación se generará usualmente no solo por una empresa bien identificada, sino por muchos contaminadores, que pueden estar muy alejados, y los perjudicados no serán una única explotación que toma aguas del río, sino muchos usuarios que lo hacen. Sólo en el caso de que se pueda determinar con precisión quienes y en qué cuantía son los contaminadores, y quienes son los perjudicados, podrán unirse para negociar entre ellos, pues si no es así el problema de la afección a terceros podría invalidar los acuerdos conseguidos. Aunque plantea ciertas dificultades, este requisito no sería, en principio, insalvable para abordar el problema de la contaminación fluvial.
- b) Los participantes en la negociación han de ser pocos, pues si no es así, los costes administrativos de coordinación llegan a ser prohibitivos; surge el problema del francotirador, que consciente de que no es posible excluirlo de disfrutar los beneficios

del acuerdo, no paga para cubrir sus costes; y si todos los perjudicados no sufren las mismas externalidades, pueden surgir subgrupos o coaliciones con diferentes intereses en la negociación, lo que dificulta su buen resultado. Eludir estas dificultades en la contaminación fluvial resultaría sin duda muy difícil en la práctica.

- c) Las partes negocian en un plano de igualdad, pues de no ser así, las influencias, por ejemplo, de grandes contaminadores les darían un peso negociador muy superior al de los sufridores de la externalidad (ciudadanos con escasos recursos e influencias). Esto daría lugar, mediante una ruinosa competencia, a resultados ética y ambientalmente cuestionables, y contrarios a la cohesión social.
- d) Se considera que no hay costes de transacción, o son despreciables. Estos costes de transacción son los que se necesita movilizar para que la transacción voluntaria se produzca y opere el mercado (sería, por así decirlo, el coste de acceder a la negociación y al mercado). La realidad es que se requiere saber quienes son las otras partes, informar de qué se desea negociar y en qué términos, realizar contratos, comprobar mediante inspecciones que lo pactado se cumple, etc. Todo esto tiene un coste que va contra los beneficios de la negociación y pueden llegar a impedir los acuerdos voluntarios. En estos casos se justifica la intervención pública si con ésta se alcanza una solución que representa un beneficio mayor para las partes que el coste de esta acción pública.
- e) Se supone que la asignación inicial de derechos es irrelevante, pero en la realidad asignar derechos sobre el medio ambiente en favor de los contaminadores no es igual que asignarlo a los perjudicados, pues ello implica, de entrada, elegir quien cobra y quien paga para llegar al equilibrio.
- f) Se supone que todos los agentes actúan racionalmente buscando alcanzar su mayor beneficio económico, pero esto no sucede con todos los bienes ambientales. Las especiales condiciones del agua, históricamente impregnada de valores sociales y emocionales, son especialmente significativas a este respecto, y añaden al problema una complejidad especial, que no se da con otros recursos naturales. La realidad es que hay verdaderamente un comportamiento racional, pero guiado, además de por razones de optimización económica, también por la política, las costumbres, y las instituciones.

En definitiva, las objeciones y limitaciones de la negociación voluntaria que se han expuesto permiten concluir que *la misma solo será posible y óptima en un reducido número de los casos de contaminación que*

se dan en el mundo real. Concretamente, en el caso de la contaminación de las aguas la imprecisión de conocimiento y el gran número de agentes contaminantes y perjudicados, las desigualdades de influencia sociopolítica, o los costes de las transacciones (p.e. la vigilancia y control de los vertidos que deben organizar los perjudicados para comprobar que se cumplen las condiciones pactadas con los contaminadores) hacen que deba genéricamente desecharse esta posibilidad teórica, y se adopte el principio de la intervención pública.

En el caso de las asignaciones del recurso, son asimismo muchos los usuarios actuales y potenciales que generan y reciben externalidades de los otros usuarios; además, es evidente que no todos los usuarios tienen la misma influencia y capacidad de presión negociadora, lo que desequilibraría los posibles acuerdos; por último, tendrían que organizar entre ellos un sistema de control de caudales que vigilase el cumplimiento de las condiciones pactadas. Todo ello hace que, como en el caso de la contaminación, haya importantes desviaciones de las condiciones teóricas que justificarían rigurosamente la no intervención pública, y la necesidad de que esta intervención aparezca como manifiesta.

4.5.3.1.3. Experiencias de los mercados de aguas

Expuestas en secciones anteriores algunas de las características teóricas de los mercados y sus posibilidades de gestión de los recursos naturales, y dada la importancia que la discusión sobre los mercados del agua ha adquirido en los últimos tiempos, es oportuno mostrar sucintamente algunas experiencias de la aplicación práctica de estos mercados concretos, y sugerir en consecuencia ideas para la reflexión.

Hay que apuntar, en primer lugar, que, lejos de lo que pudiera pensarse, los mercados del agua no son un mecanismo nuevo, ni desconocido en nuestra cultura hidráulica. En España han existido y existen mercados del agua organizados y regulados desde hace siglos, con una historia y experiencias aún por conocer y asimilar en la renovada reinterpretación que ahora se está llevando a cabo (véase, p.e., Ruiz-Funes [1916]; Gil Olcina [1988]; Gil Olcina [1993]). Más aún, aunque no pueda hablarse de un mercado en el pleno sentido económico del término, el propio ordenamiento jurídico vigente en España siempre ha admitido diversas formas de transmisibilidad de derechos sobre el agua (v. p.e. Menéndez Rexach [1996] pp.139-177; Moreu Ballonga [1997]; Caro-Patón [1997] pp.324). Una síntesis de la cuestión puede verse en Embid Irujo (1996).

Asimismo, en otros países con fuentes y principios de derecho históricamente relacionados con el español,

como Chile, se han llevado a cabo recientes experiencias de libre transferibilidad de derechos, cuyo estudio resulta del mayor interés en el contexto de la moderna reflexión jurídica sobre mercados de aguas (Vergara Blanco [1998], pp. 257-293, 483-513).

El origen de los modernos mercados del agua ha sido similar en todos los lugares donde se ha establecido. En estos lugares, la asignación de derechos de aguas y el registro de sus usos son el resultado de complejos procesos históricos, reflejando mudables necesidades sociales, decisiones políticas del pasado - que se ven consolidadas por distintas leyes -, y cambios en las sociedades y las instituciones. Cuando el desajuste entre aquellos patrones y las circunstancias actuales llega a cierto grado, las nuevas y cambiantes demandas sociales se ven gradualmente frustradas, y se percibe que el peso de la historia y las regulaciones del pasado se han transformado en rémoras para el presente. Además de esta rigidez jurídica, los gobiernos suelen intervenir con subsidios y otros programas que distorsionan los precios, mientras las crecientes demandas, incluidas las medioambientales, han puesto de manifiesto el valor económico del agua, y la necesidad de asignación a usos más eficientes.

En este contexto, se argumenta que el mercado puede ser el mecanismo que quiebre la herencia del pasado e introduzca racionalidad económica en la gestión del agua, siendo éste el argumento básico en su defensa.

En su contra, se dice sin embargo que un mercado de aguas no logra resolver una serie de diversos y complejos problemas de índole pública. Así, el intercambio libre de derechos privados suele tener impacto en terceros, sean otros usuarios de aguas o el medio ambiente. Además, el mecanismo de los precios no es capaz de reflejar algunos valores sociales que son cualitativos más que cuantitativos (tales como la equidad, la justicia, las tradiciones culturales, etc), por no hablar de la ineludible necesidad de un sistema riguroso de registro y acreditación de derechos.

En lugares como California, a la que es común referirse como lugar donde se han planteado estos mecanismos de forma pionera, se ha producido un número muy reducido de transacciones privadas de mercado de aguas, pese a una nueva legislación favorable, y a las facilidades de la Autoridad hidráulica, con informes casi siempre favorables a los traspasos solicitados. Además, algunos casos muy conocidos han subrayado ciertas dificultades institucionales y políticas que enfrentan el mercado del agua, quedando manifiesto que la existencia de fuertes intereses encontrados hacía insuficiente la existencia de una legislación en favor de los traspasos, y que era necesaria una fuerte intervención pública.

En años recientes, y para hacer frente a la crisis de escasez de agua en el Estado, el Gobernador ordenó la creación temporal de un *banco de aguas* administrado por el Estado, para facilitar la redistribución a los usos más valorados. Mediante el Banco de Aguas, la Administración firmaba tres tipos de contratos con vendedores voluntarios (no vendían sus derechos sino su uso durante la temporada siguiente), ofreciéndose un precio calculado para que la venta fuese más beneficiosa que su uso agrícola, pero sin permitir ganancias mayores. En el primer tipo de contrato un regante vendía sus aguas superficiales y dejaba de plantar; en el segundo vendía sus aguas superficiales y bombeaba las subterráneas para seguir regando; y en el tercero vendía las aguas que ya tenía embalsadas. Se consiguió un movimiento de agua total de más de 1.000 hm³, del cual el 51 por 100 correspondía al primero, el 32 por 100 al segundo y el 17 por 100 al tercero.

Los representantes de las comunidades locales implicadas tendían a opinar en contra de esas transacciones, no tanto por sus efectos a corto como a largo plazo. Temían el traspaso sostenido de aguas, por cuanto la reducción de actividades agrícolas dañaría a otras empresas relacionadas y socavaría la economía de la zona. También se argumentó que, a la larga, debía haber alguna indemnización a las comunidades rurales afectadas, quizás mediante un impuesto a los traspasos. En resumen, el Banco de Aguas resultó ser una solución eficaz pero parcial e inmediata al problema coyuntural. Los efectos a terceros, tanto económicos o ambientales, eran bastante manejables en el corto plazo y el problema mayor parecía ser el impacto en las aguas subterráneas. Los efectos podrían ser mucho más graves si continuaban las transacciones a largo plazo.

La problemática ambiental es también fundamental. Los grupos ecologistas se mostraron en su momento divididos respecto al mercado del agua. Algunos argumentaban que habría que aprovecharlo como herramienta para reformar el sistema actual y reducir el predominio obsoleto de la agricultura, devolviendo las aguas a los ecosistemas, deteriorados por ciento cincuenta años de gran desarrollo económico. Pero otros sostienen que medidas de valoración económica introducirán racionalidad y eficiencia en el uso del agua, lo que a la larga beneficiará al medio ambiente.

En definitiva, debe tenerse presente que, aunque al hablar de mercados del agua, suele imaginarse una situación de libre intercambio y compraventa del recurso, gobernada por la teoría económica clásica de equilibrios entre oferta y demanda, la realidad es que, incluso en países de tradición muy liberal, la

cantidad de factores jurídicos, políticos, históricos y geográficos que operan sobre los intercambios transforman el mercado del agua en un *mecanismo institucional*, de *funcionamiento* eficaz pero ciertamente restringido.

Esta es la línea en la que avanza el actual proyecto de reforma de la Ley de Aguas que, lejos de *privatizar* el agua, como se ha oído en ocasiones, busca flexibilizar los mecanismos de asignación, respetando en todo caso el fundamento de la concesión administrativa, y de la intervención y tutela administrativa del dominio público hidráulico.

4.5.3.1.4. Conclusiones

Lo expuesto en epígrafes previos muestra con claridad que, desde el más convencional análisis económico, existen distintos fallos teóricos del mercado que hacen que el empleo de este mecanismo económico para la gestión de los recursos naturales, y en concreto del agua, no proporcione necesariamente soluciones eficientes ni socialmente óptimas.

No hay, pues, razones rigurosas, fundadas en la teoría económica, que aconsejen la no intervención pública en el mundo del agua, y la actuación libre de los mercados y acuerdos voluntarios entre los agentes interesados. No está en modo alguno garantizado que con esta política se alcancen óptimos sociales (es decir, de beneficios privados más externalidades). Proponer la intervención pública no es, por tanto, una opción ideológica, sino una determinación técnicamente solvente, y que, al margen de su reciente fundamentación teórica, en la que nos hemos detenido, ha sido percibida como necesaria desde hace siglos en la historia hidráulica española.

Cabe, por supuesto, la discusión sobre el alcance que esta intervención ha de tener, y esta discusión está impregnada, desde luego, de matices ideológicos y políticos, pero aún así, puede constatar que los aspectos y especificidades territoriales de hecho siempre han pesado en este terreno incluso más que la ideología. En efecto, la mayor o menor necesidad de intervencionismo administrativo en materia de aguas siempre ha guardado en nuestro país relación directa, no con el signo del poder gobernante, sino con la conflictividad hidráulica del territorio. No es casual, por poner un significativo ejemplo, que se reclamase y crease en 1931 la figura de un Comisario de Aguas en la cuenca del Segura, casi 30 años antes de su generalización al resto de las cuencas peninsulares, o que existiese en esta cuenca una Comisaría de Aguas con tal nombre desde 1940, 19 años antes que el resto de las cuencas (Fanlo Loras, 1996).

4.5.3.2. Instrumentos de política económica para la mejor gestión del recurso

Expuesta en epígrafes previos la necesidad de intervención pública para la mejor gestión del agua como recurso ambiental, cabe plantearse el alcance y los modos e instrumentos por los que puede ejecutarse esta intervención pública.

Como es lógico, la complejidad de las cuestiones planteadas induce a pensar que las soluciones al problema al que nos enfrentamos no pueden ser simples ni únicas, y previsiblemente cabría adoptar un variado conjunto de instrumentos que, cubriendo aspectos parciales, ayuden a acercarse al objetivo global.

La estrategia ha de orientarse, como ya se apuntó también en relación con los objetivos económicos de la política hidráulica, hacia el establecimiento de una afección ambiental socialmente aceptable -aunque no necesariamente óptima-, que no puede ser alcanzada más que por aproximaciones sucesivas a través de distintas políticas y soluciones de compromiso basadas en la racionalidad.

Entre los múltiples instrumentos de política económica para la protección y mejora del medio ambiente, y que podrían aplicarse o perfeccionarse en nuestro país, cabe apuntar, no exhaustivamente, los que a continuación se indican.

4.5.3.2.1. Utilización de incentivos económicos para la mejor asignación de los recursos

La utilización de estos instrumentos revela la aceptación de algunas ventajas del modelo de mercado para alcanzar los objetivos perseguidos, si bien se admite que la afección al medio ambiente es el reflejo de uno de sus conocidos fallos. Como en este caso no existe tal mercado, se trata de simular algunos de sus mecanismos. En función de cuánta confianza se deposite en este modelo, surgen dos grandes grupos de instrumentos:

Tributación

Una buena solución consiste en el establecimiento de un gravamen (o subvención) de la misma cuantía que los costes externos generados por la afección ambiental en el nivel de actividad económica estimado como óptimo o socialmente más eficiente. Con esta solución se consigue reducir (o aumentar) los beneficios privados en una magnitud tal que hace que el nivel de actividad, y con ello el impacto sobre el entorno, se sitúe en el punto deseado.

Una de las características importantes de este instrumento es que estimula la adopción de tecnología apro-

piada para reducir el grado de afección. Hasta ahora se había supuesto simplícidamente que la reacción lógica era la disminución del nivel de actividad, pero en la práctica, la decisión por una u otra alternativa depende de los condicionantes y las características específicas de los agentes económicos.

Uno de los principales ejemplos de este tipo de instrumentos es la aplicación del principio contaminador-pagador, o de *quien contamina paga*, es decir, la imputación de todos los costes ambientales al causante de la contaminación. Hay que señalar que esta aproximación al problema es objeto de críticas por quienes argumentan que podría ser entendida como una autorización a contaminar mediante un pago, sin otras consideraciones que no sean las puramente económicas. Por ello y por los todavía escasos y discutibles conocimientos sobre los verdaderos costes ambientales de la contaminación, la mayoría de las administraciones que gestionan los recursos hídricos imponen, en todo caso, unos límites o umbrales para una serie de parámetros, bien medidos en los efluentes o bien en puntos de las corrientes fluviales o de los embalses o lagos donde se realizan los vertidos.

Aunque son muchos los problemas que surgen impidiendo su aplicación generalizada, en especial los que se refieren a la cuantía del impuesto, sí presenta, en cambio, la ventaja importante de ser uno de los métodos de más bajo coste. El vigente régimen económico-financiero de los recursos hídricos, aunque también es un sistema imperativo, no se fundamenta en los criterios expuestos, en tanto en cuanto las exacciones previstas en la Ley tan solo persiguen resarcir al Estado de las inversiones efectuadas.

Establecimiento de derechos de propiedad

Como se apuntó, la utilización de este enfoque persigue corregir los fallos del mercado respecto al medio ambiente evitando al mismo tiempo un exceso de intervención estatal, pues no cabe duda de que también cabe identificar fallos administrativos o de "gobierno" (falta de control o de protección en algunos espacios naturales valiosos, por ejemplo), por medio del establecimiento claro de un sistema de derechos. Hay que matizar que aquí el derecho de propiedad debe entenderse como derecho a utilizar un recurso natural y además cuando se trata de bienes de propiedad común, como puede considerarse en el caso del agua, este derecho está generalmente otorgado por alguna institución que ostenta la representación de la colectividad.

La primera consecuencia de esta medida es que se consigue "internalizar" de alguna manera las externalidades negativas (perjuicio a la sociedad por afección

al medio ambiente) que constituirían la principal fuente de preocupación. El resultado final esperado, es que tras un proceso de negociación entre los afectados, las externalidades previsibles inicialmente se reconduzcan hasta el nivel socialmente aceptable.

Como se ha explicado con detalle, la aplicación práctica de este esquema presenta no pocas dificultades y además sería recomendable para aspectos muy restringidos. No obstante, su potencia en el logro de la eficiencia y su simplicidad aparente aconsejaría que no fuera descartado a priori. En esta línea de actuación cabría inscribir, por ejemplo, la transferibilidad de derechos al uso del agua (mercados y bancos del agua), la compensación a las cuencas cedentes por parte de las cuencas receptoras en los casos de trasvases, o la transferibilidad de permisos de vertido.

4.5.3.2.2. Regulación a través de normas fijas

El establecimiento de normas fijas en relación con algún parámetro ambiental concreto y otros aspectos de tipo más general, persigue garantizar, de la forma más directa posible, el cumplimiento de los estándares que se consideran satisfactorios, en atención a criterios relacionados, bien con la salud de las personas, bien con las condiciones de conservación de los ecosistemas. El sistema necesita ser complementado con la incorporación de sanciones en el caso de incumplimiento.

El problema que plantea este tipo de regulación es que su idoneidad respecto del óptimo social no está garantizada. Para ello se requerirían dos condiciones: primera, que la penalización fuera igual al coste marginal externo que acompaña al óptimo socialmente eficiente y que además estuviese asegurada en su caso (lo cual es altamente improbable) y, segunda, que el estándar o límite fijado supusiera una afección ambiental que determinara un nivel de actividad económica coincidente con el óptimo buscado (también improbable). Presenta además el inconveniente de que no incentiva la reducción del daño ambiental por debajo de lo exigido en la norma reguladora. Desde el punto de vista económico, aún considerándose necesarias, son soluciones de mayor coste social que las incluidas en el apartado anterior.

En esta línea se encuadran disposiciones tales como la limitación de emisiones (al aire, al agua, etc), los caudales ecológicos, incluso la declaración de determinados perímetros (o ríos enteros) como espacios naturales protegidos. En todo caso, estas medidas suelen conducir a dos cuestiones importantes: la limitación cuantitativa en el uso del recurso en la medida en que hay que respetar unos requerimientos ecológicos que

permitan el mantenimiento de los ecosistemas y el cumplimiento de unos niveles adecuados de calidad de las aguas en el medio natural, lo que obliga a un control sistemático de los vertidos contaminantes y a la depuración, en su caso, de los efluentes.

Una solución preliminar planteada en España consiste en respetar, en general, caudales mínimos del orden del 10% de los caudales medios para mantener la vida acuática. En la mayor parte de los ríos españoles los caudales no regulados en épocas de aguas altas y los caudales desembalsados para los restantes usos consuntivos en verano, vienen a satisfacer este requerimiento. Únicamente los ríos del litoral mediterráneo no satisfacen, en general, esta condición en sus tramos finales, sobre todo si las aportaciones naturales de los acuíferos que los alimentaban se han captado aguas arriba. No obstante, este tema requiere una mayor profundización y adaptación a cada situación específica.

4.5.3.2.3. Ejecución de proyectos con objetivos específicamente ambientales

Dentro de esta categoría se contemplan aquellos proyectos cuyo objetivo específico es, bien la restauración o reducción de la afección ambiental causada por determinadas actividades (generalmente actuaciones inversoras, públicas o privadas); bien la compensación de daños irreversibles producidas en una zona concreta. Esta *compensación* puede llevarse a cabo por medio de la regeneración de un activo ambiental similar en la misma zona o en otra zona distinta. Las actuaciones, cuyas afecciones ambientales se pretende neutralizar, deben ser consideradas conjuntamente a nivel de programa, ya que en caso contrario, con toda probabilidad se generarían sobrecostes inadmisibles.

4.5.4. Evaluación económica de proyectos hidráulicos

La evaluación económica de proyectos tiene como objetivo determinar su viabilidad desde un punto de vista estrictamente económico. En este sentido, forma parte del habitual conjunto de requisitos de viabilidad que ha de cumplir cualquier proyecto (técnica, ambiental, financiera, social o política).

La viabilidad económica se verifica si los beneficios totales que resultan de la ejecución del proyecto exceden a los que se producirían sin su realización en una cantidad superior a los costes del propio proyecto. Es decir, si la diferencia de los beneficios correspondientes a las situaciones que se alcanzarían *con* el proyecto y *sin* el proyecto es mayor que sus costes. Es importante, por tanto, recordar que este tipo de análisis no

debe basarse en la comparación de las situaciones *antes y después* del proyecto, que podría dar lugar a la consideración como resultados del proyecto de algunos efectos que podrían producirse aunque el proyecto no se ejecutase, sobrevalorando, en consecuencia, sus beneficios.

Como es evidente, la viabilidad económica se encuentra estrechamente relacionada con la viabilidad técnica, pues un proyecto incapaz de alcanzar los resultados previstos en su diseño no permitirá obtener los beneficios necesarios para su justificación económica.

También puede resultar oportuno recordar las diferencias entre la viabilidad económica y financiera. Así, un proyecto se considera viable desde un punto de vista financiero si es, simplemente, capaz de obtener los fondos necesarios para pagar su instalación y posterior operación. De esta forma, un proyecto podría ser económicamente viable y financieramente inviable si los beneficios, aunque suficientes, no fueran lo bastante concretos como para que los beneficiarios pudieran apreciar su verdadero valor, o se distribuyeran entre un número tan grande de beneficiarios que hiciera impracticable el pago, o, por cualquier circunstancia, no tuviese capacidad de atraer capital para su puesta en marcha. Por el contrario, un proyecto podría ser económicamente inviable y financieramente viable si alguien estuviera dispuesto a pagar por la consecución de objetivos no económicos. Estos ejemplos, en cierto modo extremos, puedan ilustrar las diferencias entre la evaluación económica o financiera de un proyecto.

La conveniencia de la evaluación económica en el análisis de la viabilidad de proyectos públicos es evidente. Como algunos autores han señalado, en el sector público, a diferencia del sector privado, no existen fuerzas que presionen para identificar y adoptar los métodos más baratos de llevar a cabo las funciones públicas. Como consecuencia de esta ausencia de incentivos, la asignación de fondos en el sector público puede a veces seguir las rutas de menor resistencia política momentánea, prescindiendo de evaluaciones de carácter objetivo, lo que puede dar lugar a la ejecución de proyectos económicamente inviables (James y Lee, 1971). En este contexto, el objetivo final de las técnicas de análisis coste-beneficio es conseguir que las decisiones se basen en la evaluación objetiva de los méritos de cada proyecto propuesto, permitiendo de esta forma alcanzar la mejor asignación posible de los fondos públicos.

La introducción de este tipo de criterios económicos en la toma de decisiones relativa a proyectos de carácter hidráulico es una práctica hace tiempo asumida por la Administración española, y existen algunos manua-

les de carácter metodológico elaborados por el antiguo Ministerio de Obras Públicas relativos a la aplicación de estos procedimientos (MOPU-SGT, 1980; MOPU-SGT-DGOH, 1980a, 1980b).

Los parámetros más frecuentemente utilizados en el análisis beneficio-coste son la *ratio beneficio-coste*, o relación entre los beneficios actualizados y los costes actualizados, los *beneficios netos*, definidos como la suma de todos los beneficios actualizados menos la suma de todos los costes actualizados, y la *tasa interna de retorno*, definida como la tasa de interés que iguala la corriente total de costes con la corriente total de beneficios. Como es sabido, estos parámetros no son consistentes en la selección del mejor proyecto, de modo que el proyecto más adecuado según uno de ellos no tiene porqué serlo necesariamente según los otros. Por otra parte, el valor de la tasa de interés o de descuento supuesta en la actualización de los costes y beneficios es extremadamente importante y puede alterar la preferencia de los dos primeros parámetros por un determinado proyecto.

En cuanto a los costes suele distinguirse la inversión, o coste de primer establecimiento, que incluye la suma de todos los gastos necesarios para completar la ejecución del proyecto, y los costes anuales, que suelen referirse a la operación y mantenimiento del proyecto.

La determinación de los beneficios atribuibles a un determinado proyecto es uno de los aspectos generalmente más complejos de su evaluación económica. En un sentido amplio, y teniendo en cuenta las numerosas –y a menudo confusas– categorizaciones existentes, los beneficios pueden clasificarse de acuerdo con dos criterios diferentes. En primer lugar puede hablarse de beneficios directos o primarios e indirectos o secundarios. Suelen considerarse como beneficios directos los resultados inmediatos del proyecto, como la producción de energía, la prevención de los daños por avenidas o el aumento de la producción agraria. Los beneficios indirectos son los que resultan del proyecto en un segundo nivel, como la mayor actividad industrial o el incremento de beneficios de todas las empresas que suministran bienes o adquieren productos de los beneficiarios directos del proyecto.

En segundo lugar se puede hablar de beneficios tangibles e intangibles. Los beneficios tangibles son aquellos que pueden expresarse en unidades monetarias. Los beneficios intangibles, por su parte, son de difícil – cuando no imposible – valoración monetaria, como la mayor seguridad de las vidas humanas, la mejora del paisaje, el control de la contaminación o las posibilidades de recreo. Como ya se ha apuntado anteriormente, estos beneficios intangibles están adquiriendo en nuestro país una importancia cada vez mayor.

En paralelo a estos beneficios intangibles cabe hablar, por su parte, de costes intangibles, como podrían ser la destrucción de espacios naturales de gran valor paisajístico o la pérdida de algunos modos de vida de las poblaciones desplazadas como consecuencia del proyecto.

Los beneficios tangibles, directos, suelen constituir, junto con los costes del proyecto, los elementos principales del análisis beneficio-coste. Los beneficios secundarios, sin embargo, y por su propia naturaleza, son más controvertidos. En primer lugar, porque son tan difíciles de determinar que su cálculo suele parecer arbitrario y, en segundo lugar, porque puede considerarse que cualquier tipo de inversión tiene beneficios secundarios, por lo que resultan de poca utilidad en el proceso de decisión. Por estas razones, y desde el punto de vista de la inversión pública, los beneficios secundarios tienen poca relevancia en la formulación del proyecto o en su justificación económica.

En cuanto a los costes y beneficios intangibles pueden llegar a ser, como se ha señalado, muy importantes y deben ser tenidos en consideración de forma real y efectiva en el proceso de decisión. Precisamente su inadecuada consideración o su falta, simplemente, de consideración pueden dar lugar, en ocasiones, a decisiones poco acertadas. Sin embargo, no se dispone de metodologías generalmente aceptadas y suficientemente contrastadas que permitan hacer de forma correcta estas valoraciones, lo que contribuye a una indeseable falta de atención a estos efectos intangibles.

En cualquier caso, y a pesar de las limitaciones del análisis beneficio-coste y de las dificultades para su correcta aplicación en algunos casos, no cabe duda de su utilidad en el proceso de toma de decisiones sobre proyectos de inversión pública, por lo que sería deseable su práctica sistemática de un modo habitual. Un ejemplo de aplicación de estas técnicas a la calidad del agua puede verse en Azqueta (1994).

4.6. LOS FUNDAMENTOS SOCIOPOLÍTICOS

Examinada el agua en epígrafes previos como objeto de regulación jurídica, como bien económico productivo, y como recurso natural, procede apuntar ahora otra de sus importantes facetas que, en ocasiones, empequeñece y domina a las otras hasta anularlas, y es su consideración como objeto emocional y político-social.

Sin entrar en el apasionante terreno de las consideraciones antropológicas, que hacen del agua - como el

fuego o la noche - un elemento mítico primario y ancestral, en el centro íntimo de la conciencia y el corazón humano, su papel como articulador social ha sido objeto, desde hace décadas, de numerosas investigaciones históricoeconómicas y sociológicas del mayor interés (véase, p.e., los estudios de Canarias, Murcia, Valencia, Aragón, Andalucía y Cataluña incluidos en Pérez Picazo y Lemeunier [1990], o los del Levante, Sureste, Andalucía y América incluidos en Romero y Giménez [1994]).

Estas investigaciones muestran con claridad un resultado concluyente y que debe retenerse, y es que el agua ha sido siempre controlada por la riqueza y por el poder (como dice el adagio, *el agua remonta el cauce hacia el dinero*), y ha jugado un papel políticamente esencial en aquellos territorios donde era más escasa.

En los párrafos que siguen se mostrará esta visión social, comunitaria, del recurso, y se apuntarán algunas importantes cuestiones laterales, relacionadas con esta percepción.

4.6.1. El agua como activo social

Una opinión frecuentemente compartida, especialmente en las regiones donde históricamente ha existido escasez de recursos, es la de que el agua es un *recurso especial*. Como elemento esencial para la calidad de vida y para asegurar el futuro, los habitantes de estas regiones siempre han percibido que el agua tiene *un valor que significa más que el mero beneficio* de la actividad agrícola, un valor que se vincula al estilo de vida, a las tradiciones, al sentimiento como colectividad articulada por profundos valores simbólicos, culturales y emocionales compartidos. Es lo que llamamos el *valor comunitario o valor social del agua*.

Cuál es el verdadero significado de este valor, y cómo se relaciona con la economía viene siendo objeto de una intensa polémica desde hace años, a la que, por su interés, nos referiremos en los siguientes epígrafes.

4.6.1.1. La polémica sobre el valor social del agua

Como se ha dicho, la polémica sobre el significado y la verdadera dimensión del valor social del agua viene produciéndose desde hace décadas, sin que parezca aún haberse llegado a un acuerdo entre las dos grandes doctrinas representativas de las dos distintas percepciones del problema.

Así, desde algunas posiciones económicas convencionales, de las que puede considerarse un paradigma el

clásico artículo de Kelso (1967), se ha argumentado que el agua es un factor de producción cuyo principal problema no es la escasez sino la ineficacia de las políticas e instituciones que le afectan, y que existe un síndrome de que *el agua es diferente*, que, equivocadamente, lleva a tratarla de forma distinta al resto de recursos naturales. Este síndrome atribuye al agua una serie de propiedades míticas, falsas, y hace que se hayan desarrollado políticas e instituciones que han perdido el contacto con la realidad económica.

En contraposición a esta tesis, otra línea de pensamiento, que podría representarse por el también clásico artículo de Brown e Ingram (1987), postula que el agua posee, en algunos territorios, un valor social y comunitario no reducible estrictamente a su valor económico, y que sin perjuicio de la siempre necesaria racionalidad económica, ésta no agota por sí misma todas las dimensiones del problema.

Como se ha dicho, ambas posiciones han sido, y siguen siendo, fuente de encendidas discusiones en la literatura académica norteamericana que se ha ocupado del análisis socioeconómico y político del agua, mientras que sólo colateralmente, y de forma ocasional, como un eco de aquélla, han generado una discusión paralela en los ámbitos de pensamiento españoles interesados por cuestiones similares.

Sin embargo, y muy curiosamente, la discusión académica norteamericana parece centrar los dos puntos de vista en dos modelos paradigmáticos que pueden asociarse a lo *anglosajón* (que representaría la orientación economicista), y a lo *hispano e indígena* (que representaría la orientación social y comunitaria).

Así, la impronta colonial española en los territorios semiáridos del suroeste estadounidense (siglos XVI al XIX) supuso el establecimiento de un sistema de derechos sobre el agua por el que se servían concesiones de tierras mediante documentos emitidos por la autoridad del Rey, y como complemento del uso de la tierra iba asociado el derecho a un uso razonable del agua. En la práctica había pocos conflictos por este uso del agua, y se resolvían por tribunales y funcionarios sobre la base de los títulos de propiedad, pero considerando también el uso anterior, la necesidad, los derechos de terceros, las prioridades públicas, las preferencias municipales, y las ideas de equidad y bien común. Así, los derechos formales de propiedad no eran básicamente divergentes de las necesidades y expectativas del pueblo. Un interesante análisis de estas instituciones hidráulicas de herencia hispánica puede verse en Rivera (1998).

Volviendo a nuestro territorio, y como se puso de manifiesto al exponer el marco fisiográfico español, nuestro país constituye verdaderamente una síntesis de

diversidades y una antología de situaciones distintas y de vivos contrastes. En el contexto que ahora nos ocupa, podría sugerirse que la aludida dualidad de concepciones representadas por lo anglosajón/hispano tendría aquí un cierto paralelismo en la dualidad castellano/árabe, indicativa en lo básico de distintas situaciones de disponibilidad de recursos y, consecuentemente, de las dos diferentes concepciones jurídicas medievales que, como se vio al estudiar los antecedentes históricos normativos, imperaron en nuestro país durante siglos.

Una clásica contribución a estos análisis es la aportada por Maass y Anderson (1978) en su excelente estudio de seis comunidades de riego en Estados Unidos y España (las huertas de Valencia, Murcia y Alicante), del que se extraen sugestivas conclusiones que comentaremos más adelante.

Es curioso constatar cómo mientras en nuestro país suele invocarse a veces el modelo norteamericano (y específicamente el californiano) como paradigma del rigor científico y la correcta gestión del agua, desde aquel mundo se vuelve la mirada a la vieja herencia hispana y a las antiguas instituciones y organizaciones hidráulicas españolas. Instituciones y organizaciones tan próximas como - muy españolamente - ignoradas por el trivial propagandismo de una falsa, malentendida modernidad.

4.6.1.2. El valor simbólico y emocional del agua

Cualquiera que haya tenido ocasión de vivir los problemas del agua en zonas semiáridas, de escasez endémica y de fuerte demanda, sabe que el reparto de los caudales y la práctica de su captación y distribución están impregnados de valores emocionales, pasionales, que trascienden con mucho de su valor económico-productivo inmediato.

Acaso como un atavismo de la pobreza y hambrunas del pasado, en el que en buena parte de nuestro territorio el acceso al agua era la huida de la miseria y la garantía de acceso a los alimentos, este sentimiento ha perdurado hasta nuestros días en las zonas tradicionales de riego, y dichos populares como *el agua embotracha más que el vino o el agua es la sangre de la tierra*, lo muestran muy expresivamente. Ignorar este profundo sentimiento ha sido con frecuencia una de las causas principales de la conflictividad hidráulica.

4.6.1.3. Valor comunitario y justicia

La justicia es, como la misma agua, básica para la ordenación social. Por ello, las comunidades siempre han estado preocupadas por la justicia en la distribu-

ción del agua. De tal modo es así que, en la tradición de la ordenación hispana, criterios objetivos - como el título de propiedad o la ocupación - eran moderados por motivos subjetivos relacionados con la justicia, y los intereses de la comunidad pesaban más que los derechos del individuo.

Un excelente ejemplo de esto es lo dispuesto por las ordenanzas de riego de Valencia, que establecen el generoso principio de que todos los agricultores tienen la obligación de *ayudar a quienes tienen mayor necesidad*.

Expresión de mecanismos de justicia distributiva y resolución de conflictos son los tradicionales jurados consuetudinarios de riegos que, en el propio seno de la comunidad, y sin el concurso de árbitros externos, dirimían con equidad y eficacia los problemas derivados de la distribución del agua.

4.6.1.4. Valor comunitario y gratuidad del agua

Entre las consecuencias o aspectos ligados al valor comunitario del recurso se encuentra el convencimiento social, ampliamente extendido, de la gratuidad del agua.

Acaso como consecuencia de la aplicación histórica de nuestro ordenamiento jurídico, o quizás debido a ese carácter que tiene de recurso indispensable para la vida, lo cierto es que esta percepción está profundamente arraigada, y se considera socialmente que el agua es y debe seguir siendo en el futuro un bien gratuito, carente de precio, entendido éste no en términos del coste necesario para su producción (que sí está reconocido), sino en términos del valor que, en tanto que bien escaso y por tanto, económico, tendría "per se" incluso en el caso de que, por ejemplo, se utilizaran caudales fluyentes.

Probablemente esta imagen de gratuidad está muy ligada a la noción de bien de uso libre, de ausencia de propiedad, que tuvo en origen, y al hecho de que posteriormente el Estado, cuando adquirió la titularidad sobre el mismo, también lo siguió considerando bajo estas mismas premisas. Incluso se ha ocupado de proporcionar gratuitamente servicios básicos (fuentes públicas, abrevaderos, etc.) y hasta tiempos muy recientes suministros de mucha mayor envergadura, corriendo a su cargo con los costes de producción.

Sin embargo ha de decirse que la Constitución Española no contiene en ninguno de sus artículos fundamento alguno que permita establecer sin género de dudas tal gratuidad. Tampoco es posible encontrar en dicha Norma ninguna disposición que se oponga a la introducción de un precio para la utilización privativa

de las aguas continentales, y éste es un referente de primera magnitud que no puede soslayarse cuando se trata de definir el horizonte de la nueva política hidráulica.

Como conclusión de todo lo expuesto podría afirmarse que, con independencia del acierto o desacierto que suponga mantener estos principios de tan profunda raíz en las costumbres y la cultura de los pueblos, cualquier innovación sustancial en este campo debe, además de venir de la mano de una sólida argumentación basada en la racionalidad, ser incorporada *de una manera prudente y gradual*.

Así, y conforme a lo indicado en el epígrafe sobre las experiencias y problemas del vigente régimen económico-financiero, parece conveniente que, sin perjuicio de posibles mejoras y modificaciones puntuales, estas posibles grandes reformas estructurales se dejen para el futuro, avanzando mientras tanto en conseguir una más correcta, equitativa y rigurosa aplicación del sistema actualmente vigente.

4.6.2. El sentido territorial y las expectativas de prosperidad

Un aspecto básico del valor social del agua es el que se refiere a las expectativas comunitarias de prosperidad, o, equivalentemente, a la conciencia territorial - podríamos decir *tribal*- de su posesión y disfrute colectivo para las generaciones del futuro. Tales problemas de apropiación y territorialidad de los recursos hídricos, de tensión entre las zonas de producción y las zonas de consumo, han sido, desde siempre, una de las fuentes principales de la conflictividad hidráulica.

El asunto ha sido ampliamente estudiado en nuestro país en diversos territorios y bajo distintas perspectivas. Algunas de las muy numerosas referencias existentes son, p.e., las de Pérez Picazo y Lemeunier [1985]; Romero y Giménez [1994]; del Moral Ituarte [1994]; Mairal et al. [1997]; Melgarejo Moreno [1997]; Mateu y Calatayud [1997]; etc. Los sucesos de Yeste, descritos por Goytisolo, ilustran atrozmente una de tantas convulsiones hidráulicas.

Es un hecho, en efecto, que al agua, tanto superficial como subterránea, se le ha otorgado siempre una especial vinculación con la tierra por la que discurría o en la que estaba almacenada, y la ruptura de esta vinculación ha sido origen de numerosos conflictos. Los derechos de los ribereños (recuérdese el origen fluvial de la palabra *rivales*), existentes en algunos países o, en un plano mucho más limitado, los derechos particulares de aprovechamiento que la legislación española otorga a los propietarios de las fincas, suponen un reconocimiento de tal vinculación. Baste

citar como ejemplos el caso de las aguas pluviales que discurren por ellas, y las aguas estancadas, dentro de sus linderos, o el caso de los manantiales y aguas subterráneas cuando el volumen total no supere ciertos caudales.

Incluso en los frecuentes casos en que se daba una total separación del agua y la tierra también se daba esta sutil vinculación, pues la zona de aplicación de los recursos no era cualquiera indiscriminada, sino que se encontraba ceñida a los ámbitos locales o comarcales en que operaban los intercambios y subastas.

Esta sensación de cierto *dominio* sobre los recursos naturales que configuran el propio territorio ha ido evolucionando con el paso del tiempo. A partir de una concepción inicial básicamente localista de dicha vinculación, se ha ido ampliando su ámbito espacial a medida que se asentaba la conciencia del uso que los habitantes de los tramos inferiores de los ríos hacen de las aguas sobrantes en los tramos superiores, y se iba consolidando la estructuración político-administrativa del territorio y su percepción popular a escalas cada vez mayores.

Así, y por poner un ejemplo, el conflicto del año 1567 entre los molineros de Aguilar de la Frontera y los hortelanos de Monturque, debido a que el riego de las huertas consumía las aguas del río, sin permitir que funcionasen los molinos harineros por falta de agua para moverlos (Al-Mudayna, 1991, pág. 353), no hace sino anticipar, lejano y pequeño, el reciente contencioso de los productores hidroeléctricos del río Júcar contra los regantes de La Mancha. Separados más de cuatro siglos, ambos arquetípicos conflictos son virtualmente idénticos, aunque sus escalas espaciales son, obviamente, bien distintas.

Desde épocas muy remotas ha sido frecuente el transporte artificial del agua de los ríos o manantiales para su uso, bien en abastecimiento de poblaciones, bien en riegos. Los caudales transportados y las distancias y desniveles superados han ido creciendo conforme mejoraba el nivel técnico de la sociedad, de modo que progresivamente se han ido extendiendo los territorios susceptibles de recibir agua de zonas alejadas de sus cursos naturales. El desarrollo de las norias de elevación y de los dispositivos de bombeo ha sido crucial en este sentido.

Este uso compartido de las aguas de un mismo río y en sentido más general de las aguas de una misma cuenca vertiente va poco a poco ayudando a forjar y a hacer aceptar el concepto de cuenca hidrográfica como unidad de explotación. Hoy día, a nadie sorprende que el agua sea utilizada en lugares muy alejados de su lugar de procedencia - es lo más común -

y que la conexión se produzca sin que únicamente se aproveche el carácter fluyente del agua por razón de la gravedad.

Estas actuaciones, en cuanto que suponían desviar artificialmente las aguas desde unos territorios a otros, han sido con frecuencia motivo de conflictos entre los habitantes de los lugares donde se tomaba el agua y los habitantes que las recibían, y ello aunque estuviesen o no en la misma subcuenca hidrográfica.

Una situación diferente surge cuando se plantea la transferencia de agua entre grandes cuencas distintas, no porque los intereses contrapuestos, los impactos ambientales, o los problemas técnicos a resolver sean muy distintos, sino porque la eliminación de una barrera física culturalmente asumida despierta una oposición que tiene un fuerte carácter emocional, simbólico, y unido al sentimiento de colectividad sociopolítica.

Así, es principalmente la posibilidad de realizar trasvases de agua entre cuencas distintas lo que ha puesto sobre el tapete la gran discusión de los desequilibrios territoriales en relación con la disponibilidad y utilización del agua. En este punto debe señalarse que, en el plano económico y territorial, las consideraciones que cabría efectuar en este caso no difieren conceptualmente de aquéllas que surgen cuando se trata de seleccionar opciones que enfrentan a los habitantes de las partes altas de una cuenca con los de las partes bajas, usuarios todos ellos de los recursos de unas mismas corrientes fluviales. Socialmente y culturalmente, sin embargo, la realidad es más compleja y nos muestra que existen barreras difíciles de salvar que no pueden ser obviadas.

La importancia del debate sociopolítico obliga a tomar en consideración, además de los efectos económicos que las transferencias de agua entre cuencas podrían producir, la propia noción de equidad, la obligación moral y constitucional de los poderes públicos de propiciar un equilibrio entre las regiones. La descripción de este panorama se completa cuando se tienen en cuenta las implicaciones que se derivan de la organización territorial del Estado nacida de la Constitución de 1978 y las competencias de las CCAA en materia de ordenación y gestión, tanto de la actividad económica como de los recursos naturales y el medio ambiente, en el ámbito de su territorio.

La legítima capacidad sociopolítica de estos entes territoriales para hacer valer sus intereses, cuando se trata de transferir recursos hidráulicos que pasan por su espacio administrativo a otro distinto, está fuera de toda duda. Más allá de otras consideraciones económicas, se trataría del propio valor de existencia del recurso. Entre las opciones que cabe considerar está

la posibilidad de admitir compensaciones territoriales por las transferencias de recursos hídricos. Se trata de un asunto de gran importancia, no regulado jurídicamente, y que debe analizarse en el contexto de las condiciones y régimen económico de las transferencias de agua, que serán planteadas en el próximo capítulo.

4.6.3. La naturaleza de la solidaridad hidráulica

Con frecuencia se ha invocado el principio de la *solidaridad* para detraer recursos hídricos de unas zonas, presuntamente abundantes, en favor de otras, presuntamente desfavorecidas.

La realidad es que, sin entrar en otras consideraciones, y pese a su proclamación constitucional, la solidaridad es un valor de naturaleza individual, no colectivo, y que cuando se expresa colectivamente no es sino la agregación de valores individualizados y personales. No es exigible a un territorio que sea solidario con otro, es deseable que sus ciudadanos lo sean, pues si es así, el tono moral de la sociedad permitirá plantear los problemas redistributivos - y en general cualesquiera otros - de forma responsable, madura y constructiva.

Siendo claro que éstas son las genéricas condiciones sociales deseables, la enseñanza de la historia es al respecto bien ilustrativa: en territorios de escasez jamás fue la solidaridad un motor de las aguas. Antes bien, la historia hidráulica de estos territorios no es sino la de una permanente confrontación por el dominio del recurso, por el poder y la influencia que éste proporcionaba.

Las asociaciones, los grupos, los agentes que, como se ha comentado, mostraron de forma explícita los valores sociales y comunitarios del agua, e hicieron de ésta un elemento de equidad y de cohesión social, siempre lo fueron a la pequeña escala de las comunidades tradicionales, de las huertas, de, casi, la *vecindad*. ¿Cómo comparar esta situación con la dimensión de los actuales aprovechamientos hídricos, en los que pueden darse grandes explotaciones alejadas cientos de kilómetros del origen de sus recursos, con efectos que traspasan fronteras internacionales, y con los desplazamientos masivos que la moderna tecnología de transporte y distribución del agua ha hecho posible?

Como ya se ha sugerido, indagar en mecanismos de compensación interterritorial podría ser, por el momento, la más eficaz vía para superar - supuesto que ello sea posible - los problemas de escala planteados, y para reconducir la discusión de la justicia hidráulica a un lugar donde puedan formularse acuer-

dos equitativos, consensos sociopolíticos, convergencia de intereses.

4.7. LOS FUNDAMENTOS TÉCNICOS

Examinadas en secciones anteriores distintas perspectivas (jurídica, económica, ambiental, sociopolítica...) sobre la política del agua, que conjuntamente aportan nuevas reflexiones y aproximaciones para esta política en el futuro inmediato, se expondrán ahora algunas cuestiones de tipo tecnológico que, como las otras, también contribuyen a perfilar las políticas del agua del futuro.

4.7.1. La aproximación tradicional y perspectivas de futuro

Como ya se ha expuesto, la administración del agua en España se ha apoyado tradicionalmente en la gestión de la oferta, entendida ésta como un incremento de la disponibilidad del recurso hídrico mediante la construcción de infraestructuras hidráulicas de regulación y suministro. Este enfoque respondía a un supuesto de un crecimiento continuo de la demanda, partiendo de una oferta natural muy reducida.

Sin embargo, un comportamiento más racional en términos económicos y más respetuoso con el medio ambiente, no se basa necesariamente en un incremento continuado de dichas disponibilidades sino que debe propiciar una reducción del consumo mediante una utilización más eficiente del agua. Aparece así la idea de una gestión integrada de la oferta y la demanda, dónde mediante un uso del recurso económicamente eficiente y ambientalmente aceptable, pueda garantizarse el suministro de las distintas demandas.

No debiera plantearse, por tanto, el falso debate entre conservación del agua y nuevas infraestructuras, puesto que las realizaciones de nuevas infraestructuras de suministro y las actuaciones de gestión y conservación del agua requerirán ser consideradas de forma coordinada y conjunta en el marco de la hoy denominada ingeniería medioambiental.

De esta forma, los fundamentos técnicos de la nueva política del agua requerirán nuevas concepciones científicas y técnicas caracterizada por su carácter multidisciplinar y por su necesaria adaptación a las nuevas particularidades del medio que vayan siendo conocidas y cuantificadas. Así considerada, la ingeniería medioambiental supone un paso más en la evolución de los planteamientos clásicos para integrar en

la propia concepción de las actuaciones (fases de estudio previo o anteproyecto) los aspectos medioambientales.

4.7.2. Las posibles medidas y actuaciones

4.7.2.1. La gestión de la demanda

Los avances en el conocimiento y en la gestión de los recursos hídricos han puesto de manifiesto la necesidad de aprovechar más eficientemente los recursos disponibles, en coordinación con el incremento de los mismos con nuevas fuentes de recursos (regulación superficial, extracciones de acuíferos y trasvases) cuando sea necesario.

La necesidad de una gestión eficiente de los recursos tiene su origen en la gravedad de los problemas de escasez de agua en países desarrollados, donde no es admisible el despilfarro en el consumo de agua, el deterioro de la calidad, el impacto en los ecosistemas, etc.

El concepto de ahorro de agua se engloba en la actualidad en uno más amplio de *conservación del agua*, que incorpora todas aquellas técnicas que tienen por objeto el ahorro de agua o la mejor gestión de los recursos, tales como las actuaciones de modernización y rehabilitación de redes, tarifación volumétrica, equipamientos sanitarios de bajo consumo, desarrollo educativo e información pública, reutilización de aguas residuales, reciclado, cultivos y jardinería con menos exigencia de agua, etc.

La gestión de la demanda se centra, por tanto, en las formas de utilización y consumo del agua, en las herramientas para promover un uso más eficiente del recurso, y en las repercusiones socioeconómicas y ambientales de dicha eficiencia.

4.7.2.1.1. Demandas urbanas

Las diversas actividades que cabe contemplar en un programa de conservación del agua de abastecimiento de poblaciones se pueden articular en forma de programas sectoriales, que pueden ser clasificados en cinco grupos:

- Programas de infraestructuras: persiguen la puesta a punto del sistema básico de distribución para reducir las pérdidas y posibilitar el control del consumo que realizan los diversos usuarios (reparación de redes, eliminación de fugas e instalación de contadores individuales).
- Programas de ahorro: persiguen una reducción del consumo mediante programas de concienciación ciudadana y programas de tarifación.

- Programas de eficiencia: persiguen una reducción del consumo mediante la introducción de modificaciones técnicas sobre las instalaciones (mejora de la eficiencia en el equipamiento hidráulico y sanitario doméstico interior, diseño de jardines, públicos y privados, orientado a minimizar el consumo de agua).
- Programas de sustitución: fomentan la sustitución de la utilización de agua potable de la red por aguas de otra procedencia, reutilización fundamentalmente.
- Programas de gestión: incluyen ordenanzas municipales en materia de eficiencia hidráulica, recargos o descuentos en las cuotas de enganche, incentivos y descuentos comerciales, auditorías hidráulicas, préstamos y subvenciones.

Normalmente, los programas de conservación y gestión de la demanda incorporan varios de los programas sectoriales anteriores estructurados mediante un enfoque integrado (Estevan [1997]; Villarroya Aldea [1998]).

Sin embargo, debe tenerse en cuenta que muchas de estas acciones no tienen un elevado grado de aceptación social. Aunque puede apelarse a argumentos ambientales, que tienen, al menos nominalmente, mucho atractivo para la opinión pública, en definitiva se trata de restringir el uso de un bien (generalmente de bajo precio) y con ello sacrificar en cierta medida la comodidad o hábitos del usuario. Por otra parte, no debe olvidarse que el margen para el ahorro disminuye muy notablemente con el nivel de dotación.

Una de las fuentes más importantes de ahorro es la reducción de las pérdidas que se producen en las redes, fundamentalmente en las más antiguas. El volumen de agua para uso urbano no registrada en España, en el que se incluyen los usos públicos y las pérdidas en tratamiento y distribución, se sitúa en un valor medio del 28%, con oscilaciones desde poco más de un 10% hasta algún caso excepcional en que se alcanza el 50%. Estas cifras ponen de manifiesto la conveniencia de efectuar mediciones de las aguas dedicadas a usos públicos y diferenciar la proporción real de pérdidas. Existe, sin embargo, un límite técnico y económico para las pérdidas que algunos especialistas sitúan entre el 10 y el 15%.

Otra posible forma de conseguir ahorros de agua consiste en la utilización de equipamientos domésticos (cisternas, cabezales de ducha y grifos) de menor consumo de agua. Sin embargo, es posible que para su implantación no sea suficiente con incentivos económicos o campañas de información, por lo que podría establecerse la homologación de este tipo de instalaciones en el marco de una estrategia de ahorro regular.

Las restricciones en el riego de jardines tampoco pueden constituir una medida de ahorro permanente. Sin embargo, la práctica del *paisajismo xerofítico* que está empezando a implantarse en algunos países presenta interesantes perspectivas.

Hasta el momento presente, de todas las acciones posibles, la única que parece generalizada en nuestro país es la evolución de las tarifas hacia una estructura en bloques de precios crecientes. Sin embargo, existen una serie de aspectos, como la parte fija de la factura que se debe abonar independientemente del consumo facturado, que restan efectividad a esta medida. En un reciente informe divulgativo (OCU, 1997) realizado a partir de una encuesta sobre las tarifas de agua en 51 grandes municipios españoles, se dice que en trece ciudades esta parte fija se establece en forma de un *consumo mínimo* que, si bien en unas ciudades se trata de un límite razonable (60 m³/año), en otras podría resultar excesivo y se convierte en un elemento desfavorable para el ahorro. Es el caso de Santander, con 160 m³, o Melilla y Soria, con 120 m³. En el citado informe también se dice que en algunas ciudades alcanza tal importancia el peso de los conceptos ajenos al servicio de abastecimiento y saneamiento que llegan a suponer más de la mitad de la facturación. Deberían excluirse estos conceptos evitando que la factura del agua se utilice como un instrumento recaudatorio para otros fines.

Con carácter general, las técnicas de ahorro en los abastecimientos pueden ayudar a mitigar situaciones locales y tienen un valor, sobre todo, pedagógico y de concienciación, pero su resultado global no resulta muy relevante en el contexto nacional de utilización de los recursos hídricos. Esto es así debido al escaso porcentaje (13%) que la demanda urbana representa frente a la demanda total. Un ahorro en la demanda urbana del 15%, alcanzable de acuerdo con las técnicas puestas en marcha durante las últimas sequías, representaría tan sólo un ahorro del 2% de la demanda total. Estas cifras son aún más reducidas si se tiene en cuenta el consumo real y se admite que el retorno urbano es del orden del 80%.

4.7.2.1.2. Demandas agrarias

Ya se ha aludido extensamente a estas cuestiones en capítulos previos, por lo que procedemos ahora a una breve síntesis de conceptos técnicos para orientar la posible gestión de la demanda agraria.

El supuesto inicial básico es que las medidas y acciones que se establezcan en relación a los usos agrarios han de estar inspiradas en los objetivos que, en relación con la utilización de los recursos hídricos, se atri-

buyen a la agricultura sostenible: la conservación del agua, la preservación del medio ambiente (de creciente importancia), la viabilidad económica y la aceptación social (FAO[1991]; Jiménez Díaz y Lamo de Espinosa [1998]). En esta línea la orientación actual de la Política Agraria Común sugiere una cierta redefinición del papel de la agricultura, según la cual los agricultores deberán producir alimentos preservando el medio ambiente. Esto puede conducir a que se produzcan cambios en los cultivos, en las superficies en regadío, etc.

En la gestión de la demanda de riego, principal uso agrario, considerando el recorrido del agua en el marco convencional de una zona de riego y su área de influencia, desde su detracción del medio natural hasta su retorno a él, cabe diferenciar los siguientes tramos:

- Red de canales y acequias principales
- Red secundaria de acequias de distribución
- Conducciones parcelarias, parcelas regadas y azarbes parcelarios
- Red secundaria de desagüe
- Colectores generales

La gestión de la red de canales y acequias principales y de los colectores generales corresponde al Organismo de cuenca y la de la red secundaria de acequias de distribución y desagües a la Comunidad de Regantes, mientras que la gestión a nivel parcelario corresponde a los usuarios de riego. El manejo compartido y alternativo del agua durante amplios periodos de tiempo y largos recorridos suscita, en primer término, la ejecución de acciones concretas destinadas a lograr, por una parte, el nivel de coordinación exigible entre el Organismo de cuenca, la Comunidad de Regantes y los usuarios, responsables parciales de la gestión global de cada unidad, y por otra que el Organismo de cuenca transfiera a la Comunidad de Regantes, si aún no lo ha hecho, las responsabilidades inherentes a las funciones y obligaciones que de acuerdo con la legislación les corresponden, en el momento y forma que se determinen.

Por lo que se refiere a la gestión de la demanda en relación con el uso y manejo del agua, la comparación entre la situación de algunas zonas de riego de alta productividad y limitados recursos hídricos con las condiciones medias de los regadíos nacionales muestra un amplio margen de mejora.

En este sentido cabe diferenciar dos tipos de actuaciones: las relacionadas con actividades que son comunes a las entidades responsables de la distribución y el control del agua de riego en *alta* (Organismo de cuenca) y en *baja* (Comunidad de Regantes), y las que corresponden a los regantes como usuarios directos.

Entre las medidas y acciones relacionadas con las actividades comunes a las entidades citadas, se incluyen las destinadas a promover:

- El conocimiento adecuado, por parte de cada entidad, de los volúmenes y caudales brutos que realmente se requieren para satisfacer la demanda que se le haya solicitado; lo que implica disponer de una evaluación de las pérdidas producidas en los tramos de red que tienen a su cargo
- La ejecución oportuna de las reparaciones y trabajos de conservación y mejora en la infraestructura de su responsabilidad
- La sistematización de la información disponible, y en su caso la elaboración de la información complementaria precisa, sobre posibles actuaciones coordinadas de modernización de infraestructuras, para, de acuerdo con la evaluación multicriterio de cada una de ellas, establecer el oportuno orden de prioridad en su realización e impulsar su ejecución.

En cuanto a actuaciones relacionadas con las actividades de los regantes se incluyen las destinadas a promover:

- El adecuado conocimiento de las fechas y volúmenes de riego y la evaluación de los métodos de aplicación utilizados, potenciando para ello los correspondientes servicios de información y extensión
- La formulación de propuestas de mejora y modernización de los métodos de aplicación, la evaluación de estas propuestas y, si corresponde, su ejecución.

En los nuevos regadíos, la gestión de la demanda debería plantearse tomando como referencia la de los regadíos productivos limitados en recursos hídricos, caracterizada por el ajustado control y buen aprovechamiento hídrico.

Estas medidas y acciones son, en general, recogidas en los Planes de cuenca, donde se definen las normas básicas sobre mejoras y transformaciones en regadío, incluyendo los métodos de riego más adecuados para los distintos tipos de climas, tierras y cultivos, las dotaciones de aguas necesarias, las condiciones de drenaje o las de reutilización de aguas para riego. Una síntesis de medidas previstas para la modernización de regadíos en el marco de la planificación hidrológica es la ofrecida por Saura (1995).

Para lograr la racional utilización de los recursos naturales algunas medidas concretas de gestión de la demanda que se establecen son: la mejora de las instalaciones de regulación y control de las redes principales automatizando su funcionamiento, la construcción de depósitos de almacenamiento en las márgenes de los canales principales, la mejora de las conducciones,

instalación de elementos de medida y control, el incremento de la disponibilidad de equipos de conservación, la reducción de los gastos de conservación y explotación de la infraestructura, la transferencia a las comunidades de regantes, si es el caso, de las competencias en la gestión y mantenimiento de las redes, la mejora o sustitución de métodos de riego, la modernización de las estructuras agrarias de modo que se incremente el tamaño de las explotaciones y se fomente el cooperativismo, el promover la investigación aplicada y la realización de estudios específicos sobre modernización y mejora de regadíos, etc.

Un buen ejemplo de adopción de algunas de estas medidas, y de alta tecnificación de un regadío tradicional con escasez endémica, es el proporcionado por el Plan de Modernización de los Riegos de Mula, en el que se han introducido singulares innovaciones tecnológicas y de gestión (del Amor et al., 1998). Las experiencias de Almería (v., p.e., López-Gálvez y Losada, 1997) son también ilustradoras de estos esfuerzos de mejora e innovación.

Por otra parte, debe también indicarse que, tal y como muestran recientes estudios en zonas regables de nuestro país (Sumpsi et al. [1998]; Federación Nacional de Comunidades de Regantes de España [1999]), algunas medidas tradicionalmente consideradas como de gestión de la demanda de riegos, como las políticas tarifarias, no necesariamente consiguen efectos de reducción de consumo, y pueden, por contra, introducir graves deseconomías en el sector.

Generalmente en cada Plan de cuenca se incluye una relación de zonas en las que se propone la realización de actuaciones de modernización y mejora. En los Planes en los que se especifica la extensión de estas zonas, su superficie total es de unos 1,2 Mha, lo que representa del orden del 50% de la superficie actualmente regada en dichos Planes, y da una idea de la importancia que la optimización en el uso de agua tiene en la actualidad. Esto sin perjuicio de que corresponda al Plan Nacional de Regadíos en cada momento vigente definir la actividad de la Administración General del Estado en materia de modernización y mejora de regadíos, tal y como se explicó con detalle en su correspondiente epígrafe.

En el marco de los estudios previos para el Plan Nacional de Regadíos se han realizado evaluaciones de los posibles ahorros en las zonas regables del país, pero no se dispone de estimaciones precisas de lo que la modernización y mejora de los regadíos españoles puede suponer globalmente en cuanto a ahorro en las demandas total y consuntiva de agua, a la escala de los sistemas de explotación. La modernización suele producir ahorro, pero va a producir también una reducción

de los retornos aguas abajo, cuyos efectos sobre el medio ambiente y sobre terceros deben ser tenidos en cuenta en el análisis de tales sistemas de utilización.

Además, y como ya se ha sugerido, algunos autores han mostrado que no todos los programas de modernización conducen necesariamente a un ahorro de agua (Playán et al., 1999).

Cabe decir finalmente que no se abordan en este apartado cuestiones tales como las concesiones y el régimen económico, y las referentes a la estructura parcelaria de las explotaciones agrarias que, estando todas ellas relacionadas con la gestión de la demanda, son objeto de tratamiento específico en otros capítulos de este Libro.

4.7.2.1.3. Demandas industriales y energéticas

En el RAPAPH se dice que en los usos energéticos e industriales, los Planes hidrológicos de cuenca tendrán en cuenta, además de las demandas existentes y previsibles, los cambios posibles resultantes de la aplicación de nuevas tecnologías, así como las posibilidades de reutilización de las aguas dentro del propio proceso industrial.

En casi todas las industrias el ahorro de agua tiene como consecuencia deseable la disminución de los vertidos, que a menudo constituyen un problema importante. En general, el primer paso para reducir los efectos de los vertidos industriales en las aguas receptoras y plantas de tratamiento es reducir su volumen.

Los programas de conservación que se pueden aplicar son semejantes a los de abastecimientos urbanos, con programas sectoriales de infraestructuras (puesta a punto del sistema de distribución para reducir las pérdidas), de ahorro (con programas de concienciación y tarifación), de eficiencia (mejora de la eficiencia en el equipamiento hidráulico), de sustitución (reutilización de aguas regeneradas urbanas y, sobre todo, reciclaje del agua en las mismas instalaciones) y de gestión (normativas en materia de eficiencia hidráulica, recargos o descuentos en el precio del agua, auditorías o inspecciones hidráulicas, préstamos y subvenciones).

Destacan, por su efectividad, la reutilización (empleo de aguas residuales depuradas) y, sobre todo, el reci-

claje (empleo del mismo agua varias veces dentro de la industria) en conjunción con la racionalización del proceso productivo.

Conseguir modificaciones en industrias existentes siempre será más complicado que exigir unas determinadas condiciones a las industrias de nueva implantación, por lo que es en estos casos donde se debe hacer una mayor presión.

El progresivo aumento del coste del agua ha sido la causa de la revisión de los procesos productivos de los grandes consumidores, con el fin de reducir la demanda por unidad de producto obtenido. Asimismo, el reciclado de las aguas de proceso se ha desarrollado lo suficiente como para poder afirmar que ha sido la solución que en muchos casos ha permitido satisfacer la demanda creciente originada por el rápido desarrollo industrial en los últimos años.

Las experiencias actuales sobre ahorro de agua en industrias se concentran en sectores de la actividad industrial que son grandes consumidores y, dentro de los mismos, en operaciones tales como refrigeración, lavado y transporte de materiales. Los ahorros en consumo que permite el reciclado son muy notables, como se muestra, a título de ejemplo, en la tabla 115 (datos del Seminario sobre Aguas Residuales Industriales. Universitat Politècnica de Catalunya. Barcelona, junio 1991), que ofrece valores promedio de ahorro para algunos sectores industriales.

Al igual que sucede con las posibilidades de ahorro del abastecimiento urbano, la repercusión del ahorro en usos industriales sobre la demanda total nacional es reducida, si bien puede ser muy significativa en lo relativo a calidad.

4.7.2.2. El incremento de la oferta

El incremento de la oferta se entiende como el proceso de localización, desarrollo y explotación de nuevas fuentes de agua.

4.7.2.2.1. El incremento de la regulación superficial

La opción tradicional para aumentar las disponibilidades hídricas de una cuenca ha sido la construcción de

Sector industrial	Porcentaje de ahorro
Siderurgia	94%
Química básica	70%
Refino	80%
Fertilizantes	76%
Papel	85%

Tabla 115. Ahorros en la demanda industrial debidos al reciclado

embalses de regulación. Esta opción sigue siendo de importancia para el desarrollo hidráulico de algunos territorios del país, pero es obvio que, pese a las eficaces e imaginativas soluciones que se han venido arbitrando para aumentar esta regulación (Altadill Torné [1995]), su utilidad marginal es cada vez menor y sus costes mayores, por lo que no cabe considerar un masivo y generalizado incremento de la regulación fluvial como una opción solvente y de futuro en la política del agua de nuestro país.

Con objeto de acotar estas posibilidades máximas de incremento de la regulación superficial, los Planes Hidrológicos de cuenca han recogido listados de embalses históricamente identificados en sus ámbitos territoriales.

No se dispone de una estimación reciente, global y homogénea de lo que la construcción de esos embalses podría suponer en cuanto al aumento del recurso disponible en cada ámbito, aunque, como es obvio, el rendimiento marginal de cada nuevo embalse es cada vez menor.

En algunos trabajos (Martín Mendiluce, 1996b), se han recogido anteriores estimaciones de la capacidad potencial de embalse en la península, cifrándola en unos 76.700 hm³, lo que, con todas las salvedades propias de este tipo de determinaciones, constituiría el máximo absoluto teórico alcanzable. Alcanzar este potencial supondría incrementar la capacidad actual (unos 56.000 hm³) en torno al 35%. Según estos trabajos, los recursos disponibles quedarían incrementados en torno a un 20%, con una disminución del rendimiento de la regulación, que pasaría a ser de 0,60 frente al 0,90 de los años 70.

Puede afirmarse que los embalses previstos en los Planes constituyen un catálogo de posibilidades con una falta, relativamente generalizada, de verificación de su viabilidad. Ello quiere decir que la ejecución futura de tales infraestructuras sólo podría llevarse a

cabo tras una justificación técnica, ambiental, económica, financiera y social de su viabilidad, de la que muchas actuaciones parecen carecer por el momento. En este sentido, las relaciones de embalses incluidos en los Planes deben interpretarse en general como marcos de actuación, como catálogos en los que seleccionar las futuras actuaciones concretas, pero cuya ejecución deberá supeditarse, en cada caso, al cumplimiento de los necesarios requisitos de viabilidad ambiental, y adaptarse al ritmo de las posibilidades de financiación.

4.7.2.2.2. El incremento de la utilización de las aguas subterráneas y el uso conjunto

Las aguas subterráneas suministran en la actualidad una porción importante de las demandas consuntivas en España, estimándose la cifra de extracciones en aproximadamente 5.500 hm³/año.

La integración de recursos subterráneos y superficiales en esquemas de aprovechamiento conjunto puede ser, como se vio en el capítulo de los recursos hídricos, una muy interesante alternativa para el incremento de las disponibilidades y mejora de garantías. Ciertos condicionantes naturales, económicos, así como la infraestructura hidráulica ya existente, limitan no obstante las posibilidades efectivas de aplicación del uso conjunto a determinados esquemas de explotación de recursos.

Así, en MIMAM (1998b) se han seleccionado 27 esquemas en los que se integran 70 unidades hidrogeológicas junto a 71 embalses y 16 grandes infraestructuras de conducción. Se han definido y valorado los estudios y análisis de sistemas necesarios para determinar el incremento de recursos obtenibles en cada uno de estos 27 esquemas y la viabilidad de la integración de ambos tipos de recursos, tanto en el aspecto económico como en el de gestión y organización por parte de los usuarios. Hasta tanto dichos estudios

Tabla 116. Posibles recursos adicionales por ámbitos de planificación en los 27 esquemas de uso conjunto identificados

Ámbito de planificación	Recursos adics. (hm ³ /año)
Norte II	20 – 25
Duero	40 – 80
Tajo	No significativo
Guadiana	No significativo
Guadalquivir	50 – 80
Sur	60 – 90
Segura	No significativo
Júcar	90 – 120
Ebro	20 – 30
Total	280 - 425

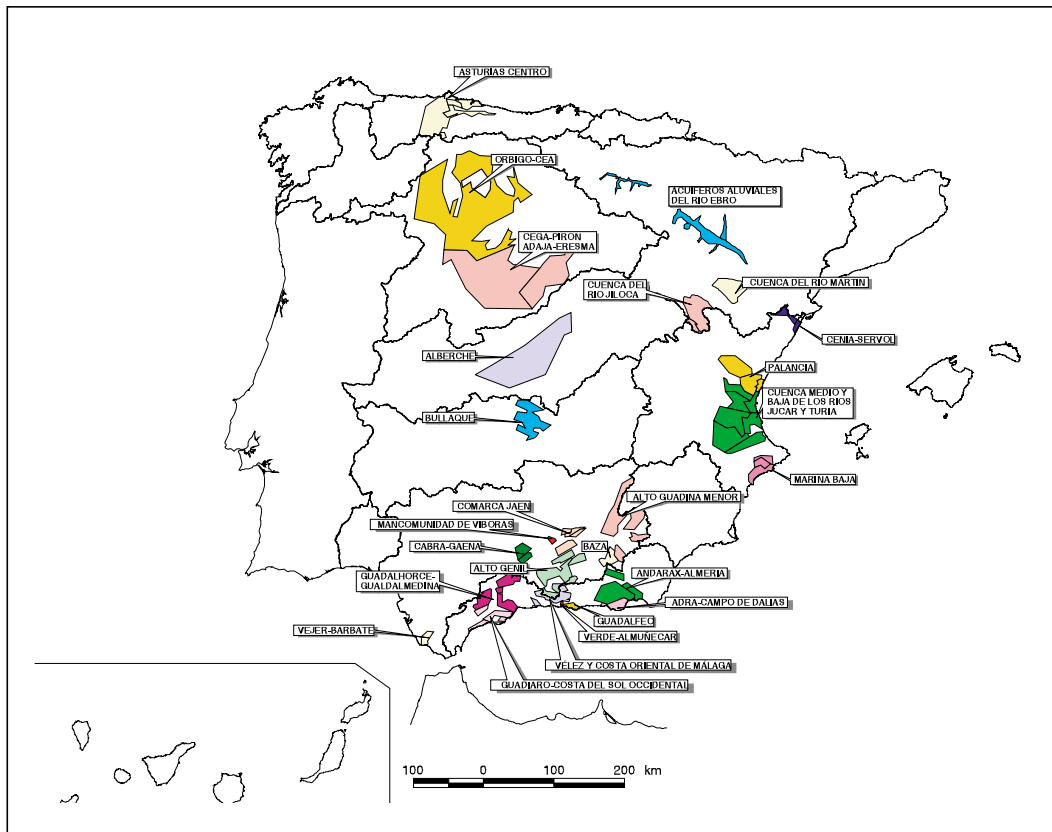


Figura 369. Mapa de los esquemas de uso conjunto identificados

hayan sido concluidos, pueden avanzarse unas cifras preliminares que se ofrecen con objeto de centrar el orden de magnitud de los recursos adicionales obtenibles en cada cuenca mediante la implantación de los esquemas de uso conjunto (Tabla 116).

En la figura 369 se muestra la situación geográfica de los esquemas seleccionados y las unidades hidrogeológicas que incluyen.

Por otra parte, con objeto de tener una primera idea siquiera teórica y meramente indicativa del posible aumento máximo en la explotación sostenible de las aguas subterráneas, en la tabla adjunta —de elaboración propia a partir de Planes de cuenca, Libro Blanco de las Aguas Subterráneas y modelo de simulación empleado en este Libro— se muestra una estimación de los incrementos potenciales de esas extracciones en las unidades hidrogeológicas peninsulares explotadas en la actualidad, teniendo en cuenta su recarga natural por infiltración de la lluvia y su explotación. La recarga natural por infiltración de la lluvia no es conceptualmente equivalente a los recursos renovables de una unidad hidrogeológica, pero proporciona una primera estimación de estos recursos.

Se han considerado dos hipótesis, las derivadas de asumir, o no, que parte de esas extracciones se utilizan para reducir los problemas de sobreexplotación. En la primera hipótesis el límite superior sería la recarga

natural en cada ámbito de planificación, mientras que en la segunda sería mayor al no considerar la sobreexplotación. Las estimaciones serían mayores si se considerasen extracciones en otros acuíferos no explotados en la actualidad.

Como se observa en la tabla 117, y sin perjuicio del ya indicado carácter simplificado y teórico de esta aproximación, los incrementos potenciales más importantes en la explotación de las aguas subterráneas corresponden a las cuencas del Norte, Duero, Tajo, Guadalquivir y, en menor medida, las Cuencas Internas de Cataluña.

En el caso del Ebro el incremento global resultante es nulo, dado el escaso número de unidades explotadas, que además tienen unas extracciones mayores que la recarga natural por lluvia. Si se tuviesen en cuenta también los retornos de riego y las transferencias desde otras unidades los incrementos potenciales se elevarían hasta 400 hm³/año.

Aunque en las dos hipótesis consideradas el incremento potencial de la explotación para toda la península es mayor que el uso actual, si se consideran sólo las cuencas que presentan globalmente mayores problemas de escasez de agua (Guadiana I, Sur, Segura y Júcar) ese incremento se reduce al 5% y 53%, respectivamente, siendo la primera cifra la que corresponde a la hipótesis más realista, y viniendo a mostrar, en definitiva, el prác-

Ámbito de Planificación	Recarga natural (hm ³ /año)	Bombeo actual (hm ³ /año)	Incremento de bombeo en unidades hidrogeológicas en explotación (considerando sobreexplotación)	Incremento de bombeo en unidades hidrogeológicas en explotación (sin considerar sobreexplotación)	Porcentaje de incremento de bombeo respecto al bombeo actual (considerando sobreexplotación)	Porcentaje de incremento de bombeo respecto al bombeo actual (sin considerar sobreexplotación)
Norte I	2.745	-	-	-	-	-
Norte II	5.077	19	983	983	5.173	5.173
Norte III	894	33	320	320	970	970
Duero	3.000	371	2.293	2.293	618	618
Tajo	2.393	164	450	450	274	274
Guadiana I	687	738	0	250	0	34
Guadiana II	63	76	0	7	0	9
Guadalquivir	2.343	434	1.376	1.406	317	324
Sur	680	420	0	190	0	45
Segura	588	478	46	405	10	85
Júcar	2.492	1.425	117	783	8	55
Ebro	4.614	167	0	0	0	0
C.I.Cataluña	909	424	393	650	93	153
Galicia Costa	2.234	-	-	-	-	-
Península	28.719	4.748	5.978	7.738	120	163

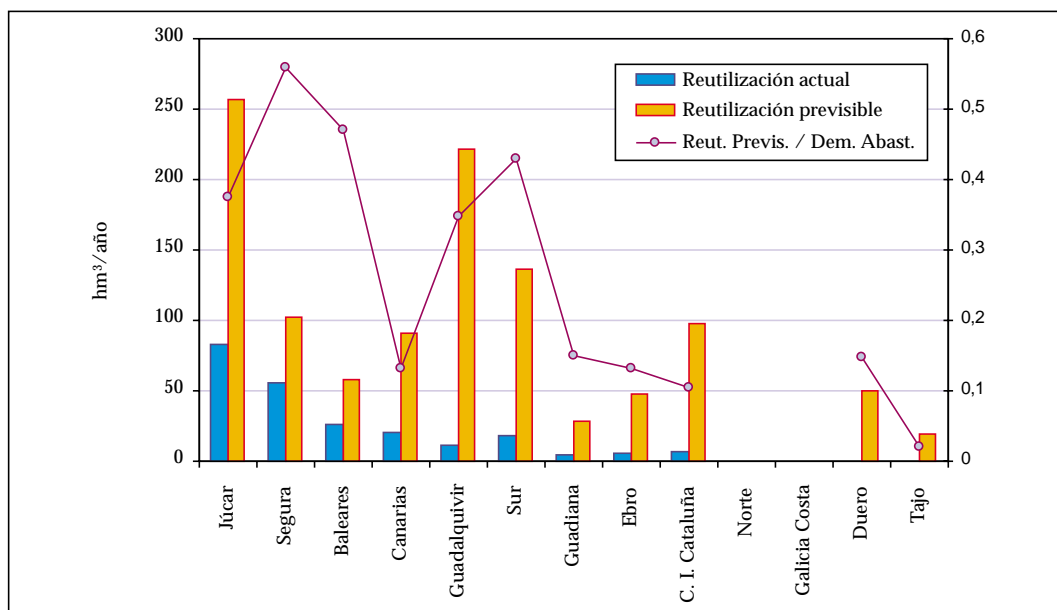
Tabla 117. Incremento teórico máximo posible en la explotación de las aguas subterráneas

tico agotamiento de las posibilidades de incremento de disponibilidades hídricas en estas cuencas mediante la intensificación del uso de las aguas subterráneas. Antes bien, será necesario en muchos casos reducir los bombeos actuales y reordenar las extracciones existentes para alcanzar una situación de explotación sostenible.

Aunque cabe alguna matización considerando las unidades no explotadas y la simplificación del modelo, debe notarse que estos volúmenes ofrecidos son una estimación de los *máximos absolutos teóricos posi-*

bles, ya que en su cálculo se han ignorado posibles surgencias naturales ya reguladas por embalses aguas abajo, y se ha admitido que pueden suprimirse todas las surgencias naturales mediante su regulación por bombeos sustitutivos, lo que resulta obviamente inadmisibles desde una perspectiva ambiental. De hecho, si estas surgencias estuviesen vinculadas a humedales o espacios naturales de interés, el incremento de explotación podría llegar a ser virtualmente nulo, con independencia del balance de recarga.

Figura 370. Volúmenes de reutilización actuales y previsibles a largo plazo en las distintas cuencas



Los incrementos potenciales en la explotación de las aguas subterráneas producirían, en cualquier caso, una disminución del mismo orden, aunque desfasada en el tiempo, de las aportaciones de la red fluvial. Este desfase temporal y su adecuada programación es, como ya se ha indicado en otros apartados de este Libro, la clave de la utilización conjunta de las aguas superficiales y subterráneas.

4.7.2.2.3. El incremento de la reutilización

La potencialidad de la reutilización es alta, ya que, según las previsiones de los Planes Hidrológicos, permitiría alcanzar en su segundo horizonte volúmenes de agua regenerada cercanos a los 1.100 hm³/año. Su distribución según cuencas hidrográficas sería, previsiblemente, la indicada en la figura 370, si bien los pronósticos sobre esta evolución están sujetos a importantes incertidumbres y varían según la fuente de procedencia de los datos. La figura muestra también la relación entre volúmenes de reutilización y de abastecimiento, lo que permite apreciar las diferencias relativas entre cuencas. Tasas del orden del 50% del suministro de abastecimiento pueden considerarse muy altas, e indicativas de un gran aprovechamiento de estos recursos.

En algunas cuencas, como el Sur o Júcar, la reutilización previsible puede llegar a representar un porcentaje muy significativo de los recursos disponibles.

Para que estos volúmenes indicados anteriormente sean susceptibles de ser regenerados, y lleguen efectivamente a ser incorporados al sistema de utilización, debe existir una normativa de ámbito estatal que regule las condiciones básicas para la reutiliza-

ción directa de las aguas residuales regeneradas, así como la adopción de incentivos financieros para el establecimiento de programas de sustitución -en usos que no requieran una calidad elevada- de aguas potables de las redes municipales, por aguas residuales regeneradas.

4.7.2.2.4. El incremento de la desalación

El principal factor limitante para el empleo de la desalación es casi exclusivamente económico. Hoy todavía podemos decir que el coste de la desalación de agua de mar marca el umbral al que se puede obtener el recurso en las zonas costeras, lo que influirá de forma decisiva en el estudio de las diversas alternativas que se planteen para resolver los déficit existentes.

Dicho lo anterior, también hay que añadir que, como se expuso con detalle en su correspondiente epígrafe, el coste del agua desalada viene reduciéndose de forma muy importante en los últimos años, como consecuencia básicamente de la reducción del coste energético (principal componente del coste del agua desalada) y de las mejoras tecnológicas y el desarrollo de mercados. Cualquiera que sea la tecnología de desalación que se emplee, los costes de la energía suponen siempre entre el 50 y el 75% de los costes reales de explotación, por lo que el posible aumento de la desalación está muy directamente vinculado con el coste de la energía, que, como se vio, tiende a ser estable o ir a la baja en los últimos años.

Asimismo, la rebaja del coste del agua desalada no solo facilitará su expansión, sino que puede servir de

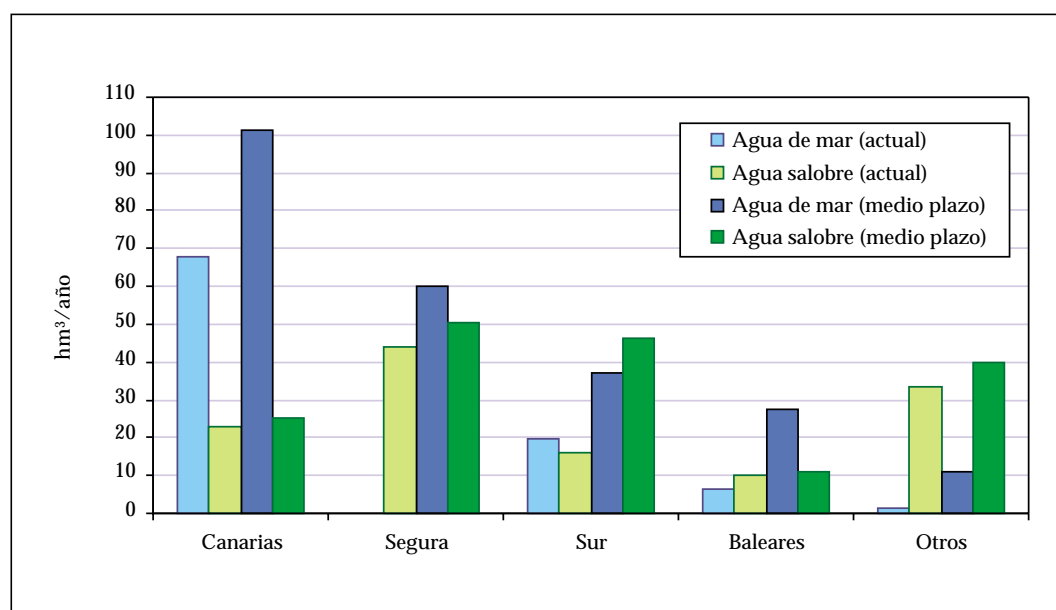


Figura 371. Volúmenes de desalación actuales y previsibles a corto y medio plazo en distintos ámbitos de planificación

catalizador para dar un importante salto tecnológico en el desarrollo de estos procesos.

En nuestro país, la previsión de incremento de la desalación a corto y medio plazo, contando con las obras actualmente en fase de construcción y aquellas de próxima ejecución, elevaría en más de 400 hm³/año la cifra actualmente producida, tal y como muestra el gráfico de la Figura 371.

No obstante, si las recientes tendencias detectadas continúan en los próximos años, es posible que estas previsiones puedan incluso verse sobrepasadas.

En cualquier caso, y pese a estas favorables perspectivas, ha de reiterarse lo ya dicho anteriormente en cuanto a la muy alta dependencia del coste de producción con relación al precio de la energía. Esta circunstancia sugiere una cierta prudencia ante la eventual posibilidad de una generación masiva de estas aguas, y aconseja estratégicamente plantear opciones alternativas de forma que el sistema global de suministro tenga una menor dependencia energética.

4.7.2.2.5. La alternativa de trasvases intercuenas

Las alternativas de incremento de la oferta (nuevos embalses de regulación, incremento en la explotación de acuíferos, aprovechamiento conjunto de aguas superficiales y subterráneas, reutilización, desalación, etc) y gestión de la demanda (programas de reducción de pérdidas en las infraestructuras, ahorro, eficiencia, sustitución o gestión) se establecen a la escala de la planificación hidrológica de cuenca. Cuando agotadas todas estas alternativas no se pueden satisfacer las demandas de agua de la cuenca, la única alternativa que queda consiste en recurrir a aportes externos de otras cuencas. Con el ordenamiento jurídico actual, estas transferencias deben plantearse y resolverse en un escalón superior a los Planes de cuenca, como es la planificación hidrológica nacional, aprobándose por Ley.

En España los trasvases intercuenas se han venido planteando históricamente como una necesidad, con antecedentes que se remontan a siglos. De las transferencias actualmente existentes, la más importante corresponde a la del Tajo-Segura, que trasvasa aguas de la cuenca alta del Tajo a las cuencas del Guadiana, Sur, Segura y Júcar.

El más reciente y significativo antecedente histórico se produce en abril de 1993, fecha en que se publicó el Borrador de Memoria y Anteproyecto de Ley de Plan Hidrológico Nacional (MOPT, 1993b). En él se establecía un complejo entramado de trasvases intercuenas (más de 10 transferencias significativas) que se vino en denominar *la interconexión general* de las cuencas (Cimadevilla y Herreras, 1993).

Estas transferencias sumaban un total de 3.768 hm³/año, que se repartían en 1.347 hm³/año entre las vertientes Atlántica y Mediterránea, 1.855 hm³/año dentro de la vertiente Mediterránea y 386 hm³/año dentro de la vertiente atlántica. La transferencia mas importante tenía lugar entre el Ebro, Júcar y Segura con 1380 hm³/año. Le seguía la del Norte-Duero-Tajo al Sureste, con 630 hm³/año y la del Ebro al Pirineo Oriental, con 475 hm³/año. En el informe, de carácter consultivo, que el Consejo Nacional del Agua elevó al Gobierno de la Nación, se propuso que estas transferencias fueran ligeramente reducidas.

Por otra parte, ha de mencionarse la existencia de recientes iniciativas tendentes a la creación de redes hidráulicas internacionales, de ámbito transeuropeo. La Resolución del Parlamento Europeo de 28 de enero de 1998 apunta en esta dirección.

Un trasvase de tal naturaleza, que aportase recursos a España procedentes de otro país - como el recientemente propuesto desde el Ródano al área de Barcelona -, no sería jurídicamente una transferencia intercuenas en el sentido de la Ley de Aguas española, por lo que, en consecuencia, no tendría que ser objeto de la Ley del Plan Hidrológico Nacional. Su regulación jurídica se llevaría a cabo mediante un Convenio Internacional, sin perjuicio de que su estudio técnico-económico-ambiental caiga plenamente en el ámbito de análisis de la planificación hidrológica.

4.7.3. Las mejoras en los procedimientos y metodologías

En esta sección se hará referencia a algunos de los instrumentos técnicos ya desarrollados cuya utilización generalizada en la práctica ordinaria puede suponer mejoras en el conocimiento y gestión de los recursos hídricos. Hay que señalar el importante papel que las nuevas tecnologías de la información, en campos hoy emergentes, deberán jugar en el próximo futuro (Cuenca, 1996).

4.7.3.1. Las bases de datos de agua

No es necesario resaltar la enorme importancia que tiene el disponer de bases de datos del agua, a escala nacional, que cubran los tres aspectos fundamentales de la planificación hidrológica: recursos, demandas y sistemas de explotación.

El conocimiento de los recursos hídricos es el aspecto mejor recogido en bases de datos de ámbito nacional, debido a la existencia de redes de medida específicas.

De hecho, las bases de datos más importantes se corresponden con las redes de medida descritas en otros apartados de este Libro.

El Instituto Nacional de Meteorología (INM) dispone de una base de datos meteorológicos que recoge y organiza el flujo de información proveniente de los Centros Territoriales, donde se reúnen los datos registrados en las estaciones meteorológicas (precipitaciones, temperaturas, humedad atmosférica, viento, etc). También disponen de datos auxiliares, como efemérides (valores extremos de las series), inventario de documentos climatológicos, colaboradores y tablas de control (clasificación de nubes, meteoros, municipios, etc.). Todos estos datos están disponibles mediante el pago de una cuota de entrega en la Subdirección General de Atención al Usuario del INM.

En el Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX se encuentra la base de datos HIDRO (Quintas, 1996), perteneciente a la DGOHCA, que reúne datos hidrológicos de aguas superficiales continentales de la red de estaciones de aforo en ríos y canales y en los embalses. Los datos provienen de las Comisaría de Aguas de las Confederaciones Hidrográficas y se recopilan en el CEDEX para su tratamiento, validación y publicación en los Anuarios de Aforos, así como para su difusión en soporte magnético.

El Instituto Tecnológico y Geominero de España (ITGE) ha desarrollado la base de datos AGUAS donde reúne datos recogidos en campo para la realización de los Planes de Investigación de Aguas Subterráneas y Gestión y Conservación de Acuíferos y de Abastecimiento a Núcleos Urbanos, realizados por el Instituto. El punto de partida de la Base de Datos AGUAS es el inventario de puntos acuíferos donde se recogen datos geográfico-administrativos, técnicos e hidrogeológicos. Asociados a estos puntos acuíferos, se dispone de series temporales de datos sobre piezometría, hidrometría, intrusión marina y análisis químicos. Los datos pueden obtenerse mediante el pago de una cuota de entrega.

En la Subdirección General de Tratamiento y Control de Calidad de las Aguas del Ministerio de Medio Ambiente se dispone de las bases de datos de calidad de aguas superficiales obtenidas de la redes COCA, COAS, ICTIOFAUNA y RADIOLOGICA, fundidas en 1993 en la red ICA. Se trata de datos físico-químicos de más de 800 estaciones de medida en los principales ríos españoles.

Asimismo, la Subdirección General de Planificación Hidrológica elabora y mantiene unos Boletines hidrológicos periódicos, actualizados semanalmente, que se encuentran en Internet (en la dirección del Ministerio de Medio Ambiente) a disposición pública.

En lo concerniente a los consumos, al no existir redes de medida específicas, no es posible disponer de bases de datos completos y continuos a escala nacional. En el Plan Nacional de Regadíos Horizonte 2005 (MAPA, 1996) se proponía la creación de la Red de Evaluación de las Necesidades de Agua de Regadío (RENAR) que suministraría datos básicos de la demanda hídrica de los cultivos, dotaciones, etc., lo que permitiría efectuar un seguimiento de los consumos de agua. Tampoco se dispone de bases de datos sistemáticos a escala nacional de demandas urbanas e industriales.

De los elementos que constituyen los sistemas de explotación, cabe citar la base de datos del Inventario de Presas, que se actualiza periódicamente, y en la que se recogen las principales características de todas las presas construidas en España.

También existen muchas otras bases de datos sobre el agua o relacionadas, en otros organismos, como por ejemplo el Centro Nacional de Información Geográfica del IGN. En este centro se puede disponer de información cartográfica georreferenciada espacialmente, como la Base Cartográfica Nacional a escala 1:200.000 denominada BCN200 o el CORINNE LAND COVER sobre usos de suelo.

A pesar de la gran cantidad de información hidrológica disponible en bases de datos, existe bastante unanimidad en que el panorama actual de la información sobre el agua en España no es el que sería deseable. Las bases de datos hidrológicas se hallan diseminadas, con escasa coordinación, en distintos organismos, cubriendo parcialmente las necesidades, y sin la necesaria homogeneidad en cuanto a contenidos y formatos. En la actualidad es muy difícil para el usuario, incluso para organismos especializados, acceder a todas las informaciones que pueden ser de interés sobre el agua.

Se comprende, por tanto, la necesidad de establecer criterios y procedimientos para mejorar la situación actual, entre los que cabe citar los siguientes:

- Definición del tipo o tipos de bases de datos que se desean. Una decisión a tomar es si debe existir una única base de datos que recoja toda la información sobre el agua, si se debe ir hacia un sistema distribuido de bases de datos, donde se especifique con claridad quien es el responsable de la información y como se organizan, relacionan y coordinan las bases de datos existentes, o si se establecen sistemas intermedios entre los anteriores.
- Clarificación, y en su caso, establecimiento de los mecanismos de captura, recopilación, almacenamiento y gestión de una determinada información sobre el agua. Es importante seleccionar que tipo

de información registrada en las redes de medida es almacenada en base de datos y con que frecuencia se hace.

- Establecimiento de directrices para actualizar un determinado tipo de información hidrológica e indicación del organismo responsable de ello.
- Grado de accesibilidad a la información por los distintos niveles de usuarios y definición de los costes de la información. En la actualidad estos son muy dispares, y dependen del organismo que tiene la información. En algunos casos no se refieren solo a los costes de entrega.
- Establecimiento de procedimientos ágiles de acceso a la información en función del nivel de usuario. Determinado tipo de información seleccionada debe ser de fácil consulta y estar accesible en soporte digital y en Internet. La ya comentada iniciativa de los Boletines Hidrológicos resulta un buen ejemplo en este sentido.
- Necesidad de incorporar las bases de datos sobre agua en el entorno de los Sistemas de Información Geográfica (SIG), de modo que la información se encuentre georreferenciada en el espacio y sea posible realizar consultas y análisis espaciales sencillos con facilidad.

En el marco de los trabajos que se han efectuado para la elaboración de este Libro se ha realizado un esfuerzo importante para recopilar toda la información disponible relativa a los recursos hídricos (tanto en cantidad como en calidad), demandas y sistemas de explotación. Esta información ha sido objeto de un tratamiento de homogeneización en un mismo sistema, aunando en el Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX la información alfanumérica y la gráfica mediante el empleo de Sistemas de Información Geográfica.

4.7.3.2. Los modelos de simulación y optimización

Es evidente la necesidad de que progresivamente se vayan implantando procedimientos tecnológicos modernos y homogéneos (modelos matemáticos de simulación de aportaciones, de simulación y optimización de los sistemas de explotación de recursos, de proyección de demandas, etc) que, considerando todos los elementos intervinientes, permitan abordar las tareas de análisis de los sistemas hídricos de forma común y rigurosa.

Seguidamente se describen algunas de éstas técnicas básicas, de fundamental importancia para la planificación hidrológica.

4.7.3.2.1. La simulación de aportaciones en régimen natural

Según el RAPAPH los Planes de cuenca deben contener, en la medida que sea posible, los datos estadísticos que muestren la evolución del régimen natural de los flujos, almacenamientos y calidades del agua a lo largo del año hidrológico, las interrelaciones de las magnitudes consideradas, especialmente entre las aguas superficiales y subterráneas y entre las precipitaciones y las aportaciones de los ríos, o recarga de acuíferos.

En los Planes de cuenca las aportaciones naturales se han obtenido mediante procedimientos muy diversos, lo que ha dado lugar a una gran heterogeneidad en la fiabilidad de los resultados. Con carácter general, no se establecen con claridad las relaciones entre precipitaciones, recarga a los acuíferos y aportaciones en los ríos. Por otra parte, la información empleada corresponde a periodos distintos, que, en general, y dada la fecha de elaboración, no comprenden los datos de los años hidrológicos de esta década, por lo que no se ha considerado, al menos en toda su magnitud, el efecto de la última sequía. En definitiva, no siempre se han abordado de forma integrada y sistemática para todas las cuencas los distintos procesos que constituyen el ciclo hidrológico y, en concreto, las interrelaciones entre aguas superficiales y subterráneas.

Como claramente se comprende, este panorama debe mejorar en sucesivas revisiones de los Planes, y para ello habrá que utilizar modelos de simulación que permitan evaluar homogénea y rigurosamente estas variables y sus interrelaciones. A lo largo de los últimos años, se han desarrollado distintos modelos cuyo objetivo principal ha sido simular series de aportaciones naturales de las cuencas a partir de información meteorológica y de las características de las cuencas. Las características que debe reunir un modelo de este tipo para ser utilizado en la evaluación de recursos naturales de una cuenca hidrográfica son las siguientes:

- Debe simular las componentes principales del ciclo hidrológico: precipitación, evapotranspiración, contenido de humedad en el suelo, escorrentía superficial, recarga al acuífero, almacenamiento en el acuífero y escorrentía subterránea.
- Es conveniente que sea distribuido, para así poder considerar la distribución espacial de las variables y parámetros.
- Los parámetros del modelo deben poder estimarse, o al menos, caracterizarse a partir de las características físicas de las cuencas (usos de suelo, edafología, litología, etc)

- La escala mínima temporal de simulación debe ser la mensual.
- Debe simular series temporales de aportaciones en cualquier punto de la red fluvial y recargas en los acuíferos.

En este Libro se ha utilizado un modelo de simulación de aportaciones que reúne estas características, y que se describió en capítulos anteriores al exponer la evaluación de los recursos hídricos. Es un modelo hidrológico conceptual y distribuido, que simula, en régimen natural, aportaciones mensuales en cualquier punto de la red fluvial, y recargas a los acuíferos. Compara los datos simulados con los históricos de las estaciones de aforo de control, permitiendo así su calibración. El modelo se ha utilizado para realizar una nueva y exhaustiva evaluación de los recursos naturales en el territorio peninsular español en un período común en todas las cuencas, el comprendido entre los años hidrológicos 1940/41 a 1995/96.

4.7.3.2.2. La simulación y optimización de los sistemas de explotación

El estudio de un sistema de explotación de recursos debe contener la definición y características de los recursos hídricos disponibles, de acuerdo con las normas de utilización del agua consideradas, la determinación de los elementos de la infraestructura precisa y las directrices fundamentales para su explotación, los recursos naturales no utilizados en el sistema y, en su caso, los procedentes de ámbitos territoriales externos al Plan.

Dos tipos de modelos suelen utilizarse para el estudio de los sistemas de explotación de recursos hídricos, los de simulación y los de optimización. El objetivo de los primeros es simular con todo detalle el funcionamiento del sistema con unas reglas de gestión dadas, mientras que el de los de optimización es encontrar la gestión óptima del sistema y, calcular los flujos y almacenamientos de agua en tal situación.

Los elementos conceptuales básicos que debe contemplar un modelo de optimización de los sistemas de explotación de recursos son:

- Nudos sin capacidad de almacenamiento.- Estos son útiles para incluir uniones de ríos, puntos donde tiene lugar una incorporación hidrológica, puntos de derivación, y puntos de toma.
- Nudos con capacidad de almacenamiento.- Estos son utilizados para incorporar embalses.
- Canales.- Permiten incluir canales naturales (tramos de río), así como canales y acequias y trasvases entre cuencas.

- Demandas.- Se debe poder definir la demanda mensual y una prioridad para cada demanda.
- Entradas hidrológicas.- Corresponden a las aportaciones naturales que entran en el sistema. Estas suelen obtenerse con los modelos de simulación de aportaciones naturales mencionados con anterioridad.
- Retornos.- Deben contemplar el retorno de los excesos de las derivaciones que no son consumidos por las demandas en cuestión, y que vuelven al sistema superficial para su posterior aprovechamiento aguas abajo
- Acuíferos.- En general este tipo de modelos no suelen considerar explícitamente las aguas subterráneas, aunque están embebidas en las aportaciones y existen mecanismos simplificados que permiten evaluar correctamente su efecto.

Por su parte, los modelos de simulación requieren una representación más detallada del sistema de recursos hídricos que los modelos de optimización. Utilizan más tipos de elementos, y sus características físicas deben describirse con un mayor detalle. También se les deben suministrar las reglas de operación para cada elemento y para el sistema como un todo.

La gran cantidad de datos que este tipo de modelos precisa hace que el proceso de la entrada de datos sea muy laborioso. La importancia de una interfaz gráfica que incluya la base de datos es mayor que en el caso de los modelos de optimización, con el fin de facilitar el trabajo y evitar errores.

Los elementos conceptuales básicos que debe contemplar un modelo de simulación de los sistemas de explotación de recursos son:

- Nudos sin capacidad de almacenamiento.- Deben permitir incluir uniones de río así como entradas hidrológicas, derivaciones y tomas.
- Nudos con capacidad de almacenamiento.- Necesarios para incorporar embalses superficiales.
- Canales.- Deben ser capaces de incorporar distintos tipos de canales: a) sin pérdida ni conexión con el acuífero; b) con pérdidas por infiltración que van a parar a un acuífero; c) con conexión hidráulica con un acuífero. Dependiendo de los niveles piezométricos, el acuífero puede detraer caudales del río o viceversa.
- Demandas consuntivas.- Deben poder incluir datos mensuales de demandas en zonas regadas, municipales e industriales. Deberían ser capaces de considerar diferentes eficiencias de riego y la posibilidad

dad de retornos superficiales a distintos puntos del sistema.

- Centrales hidroeléctricas (demandas no consuntivas).- Hacen uso del agua pero no consumen ninguna cantidad significativa.
- Acuíferos.- Las aguas subterráneas deben poder ser incluidas de forma explícita y mediante modelación distribuida.
- Otros tipos de elementos como retornos, instalaciones de recarga artificial, o instalaciones adicionales de bombeos.

En un modelo de este tipo, además de las características físicas de los componentes deben especificarse las reglas de operación para elementos individuales, así como para el sistema. Esto puede realizarse mediante dispositivos como: las curvas objetivo de

volumen y zonificación de embalse, las relaciones interembalses, los caudales mínimos objetivo para canales, los suministros objetivo para zonas de demanda, los caudales objetivo de turbinado para centrales hidroeléctricas, las relaciones entre demandas, las relaciones entre canales, dadas por prioridades, o las relaciones entre elementos.

Para la elaboración de este Libro, y como preparación para los análisis de la planificación nacional, se han utilizado extensamente ambos tipos de modelos (optimización y simulación), conforme a las implementaciones algorítmicas y desarrollos llevados a cabo en la Universidad Politécnica de Valencia (Andreu, 1992; Andreu et al., 1992; Andreu et al., 1995; Andreu et al. 1994), implementaciones que constituyen el actual estado del arte en estas tecnologías.