

Documento Marco

**COSTES Y CUENTAS DEL AGUA
PROPUESTAS DESDE EL ENFOQUE ECOINTEGRADOR**

José Manuel Naredo

---o0o---

Índice

I.- INTRODUCCIÓN

II.- ALGUNAS PRECISIONES SOBRE LOS ENFOQUES DEL AGUA

- Dos formas de concebir la gestión del “dominio hidráulico”*
- Dos formas de concebir el ciclo hidrológico*

III.- PROPUESTA DE CÁLCULO DEL *COSTE AMBIENTAL DEL AGUA* Y DEL *COSTE DEL RECURSO*

- Aspectos metodológicos y antecedentes*
- El coste del recurso* agua
- El coste ambiental* de los *usos* y las *masas* de agua
- Agua, territorio y medioambiente*
- El coste de los servicios* asociados al agua
- Sobre los ingresos y la “recuperación” de costes*

IV.- CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES SOBRE LA RELACIÓN ENTRE EL *COSTE DEL RECURSO*, EL *COSTE AMBIENTAL* Y EL *COSTE DE LOS SERVICIOS* DEL AGUA Y SU REPERCUSIÓN SOBRE LOS USUARIOS

- Referencias bibliográficas

Anexos:

- Resumen de la propuesta de cálculo del *coste ambiental del agua* y del *coste del recurso* y sus implicaciones inmediatas con vistas a la gestión del agua
- Comentarios que suscitan los resultados del cálculo del *coste ambiental de los usos del agua* en España y en las CI de Cataluña (recogidos en el Cuadro 3 del Anexo estadístico)
- Nomenclatura y Cuadros estadísticos

I.- INTRODUCCIÓN

No cabe hacer una gestión razonable sin conocer bien el objeto de la gestión. Pero hay que recordar que no hay conocimiento directo, inmediato y objetivo de las cosas, ya que ese conocimiento viene mediatizado por los enfoques que se adopten. Y estos enfoques a la vez que aclaran y subrayan ciertos aspectos de la realidad contribuyen también, por fuerza, a soslayar u oscurecer otros. Así, los enfoques que se tienen del agua y del territorio condicionan las percepciones, los usos y los modos de gestión de que son objeto que, a su vez, inciden sobre el agua y el territorio, con sus ecosistemas y paisajes. El deterioro de estos últimos induce a revisar los enfoques, modos de gestión y usos que motivan tal deterioro patrimonial atendiendo a las demandas de la Directiva Marco del Agua (DMA) actualmente en curso de aplicación.

El hecho de que el sistema industrial no solo origine productos y subproductos (íntegramente reutilizados en el sistema) —como, por ejemplo, hacía la agricultura tradicional con la paja,... o el estiércol— sino de que genere masivamente residuos que amenazan con deteriorar el entorno en el que se desenvuelve, obliga a desplazar la atención desde el sistema de los **recursos** hacia el sistema **recursos-residuos** y a reflexionar sobre el metabolismo que lo regula. Por eso la DMA (artículo 9) habla de orientar la gestión del agua “incluyendo” en el *coste del servicio*, no solo el *coste del recurso*, sino también el *coste ambiental*. Sin embargo, los buenos propósitos generales de la DMA están encontrando dificultades para hacerse operativos, sobre todo en lo que concierne al *coste ambiental*. Ello se debe a que el tratamiento del agua ha venido siendo víctima de un doble reduccionismo: el de un enfoque hidráulico tradicionalmente habituado a ver el agua como recurso, con meros fines extractivos, y el de un enfoque económico estándar, habituado a verla como mero soporte de valores monetarios. Ambos enfoques se han alimentado mutuamente bajo la tradicional meta del desarrollo, al promover y asociar el crecimiento de los agregados monetarios a la planificación de inversiones, infraestructuras y dotaciones —de agua,...o de energía y materiales— siempre crecientes¹. Ninguno de los dos enfoques estaba habituado a velar por un uso más limpio y eficiente del agua que permita reducir esas dotaciones, ni a pensar la realidad compleja del agua y de los ecosistemas a ella vinculados, ni a descifrar la lógica del recurso antes de ser valorado, ni la de los residuos, que por definición carecen de valor. Aparece así un “medio ambiente” inestudiado por el reduccionismo de ambos enfoques, que la DMA trata de considerar ahora, cifrando incluso sus costes.

A veces se habla de coste ambiental en un sentido metafórico, atribuyendo a la palabra coste un sentido genérico de daños o deterioros ocasionados sobre el entorno físico o social, sin pretensiones de cuantificación alguna. Porque no cabe obtener representaciones cuantitativas firmes y precisas de objetos indefinidos e imprecisos. Pero si queremos dar a la palabra coste precisiones cuantitativas, hemos de contar con algún sistema de referencia que permita definir y acotar ese coste y su campo de aplicaciones. Y el coste calculado vendrá así mediatizado por la naturaleza y los límites

¹ El supuesto aumento inexorable de las “demandas” como fundamento de la planificación hidrológica aparece explicitado en la Ley de Aguas de 1985: en su artículo 38.1 señala que “la planificación hidrológica tendrá por objetivos generales conseguir la mejor satisfacción de las demandas de agua ...incrementando las disponibilidades del recurso...” Y este objetivo se mantuvo en la modificación de 1999 y en el texto refundido aprobado en el Real Decreto de 20 de julio de 2001.

de ese sistema de referencia. El problema estriba en que los sistemas de razonamiento hidráulico y económico estándar no permiten abordar de forma completa y rigurosa el cálculo de unos costes que, precisamente, venían escapando a sus esquemas analíticos y contables habituales. Como es sabido, las nuevas preguntas no suelen traer, de entrada, el cambio de paradigmas sino el afán denodado de tratarlas desde los enfoques antiguos. De ahí que la presencia del doble reduccionismo antes mencionado persista transmutándose ahora en el empeño de tratar los nuevos problemas a partir de los viejos enfoques, a la vez que se ignora o desautoriza la posibilidad de aplicar otros diferentes, aunque éstos aporten racionalidades más amplias e integradoras. Es más, ni siquiera se llega a apreciar que el desarrollo de esos enfoques más amplios e integradores ofrecería precisiones y mejoras a los anteriormente en curso, aunque también desinflaría sus excesivas pretensiones de universalidad y autosuficiencia. Asistimos así a una pugna entre enfoques alimentada por los vacíos de elaboración que subrayan las exigencias de la DMA, cuando habla del *coste ambiental* y el *coste del recurso* como si fueran ya algo inequívocamente conocido y cuantificable para todo el mundo y no, como de hecho ocurre, algo indefinido cuya aproximación cuantitativa reclama de nuevas elaboraciones teóricas y aplicadas capaces de conectar aspectos que hasta ahora venían siendo objeto de distintos enfoques y especialidades. Su operatividad exige apoyar la definición y los procedimientos de cálculo de estos costes sobre bases cuantitativas firmes que aseguren la homogeneidad de los resultados para hacerlos comparables en el espacio y en el tiempo, así como agregables y desagregables, lo que no ocurre con los procedimientos habituales que se practican desde la economía estándar para imputar valores monetarios a determinadas piezas o aspectos constitutivos de ese “medio ambiente” inestudiado.

En resumidas cuentas, que cuando un medio ambiente inestudiado escapa a la red analítica propia de un sistema de razonamiento, caben dos posibilidades: una consiste en estirar esa red analítica a fin de atrapar o “internalizar” esos objetos ambientales “externos” al sistema de referencia, y otra en recurrir a otras redes analíticas y sistemas que se estiman más capacitados para ello. Ambas están teniendo lugar en el caso del agua. La ingeniería hidráulica no solo se ocupa ya de la captación, el transporte y el abastecimiento de agua, sino también de los vertidos y de su posible depuración, en la medida en la que la normativa lo exige. Y la economía estándar trata de estirar la vara de medir del dinero para someter a su sistema de razonamiento determinados aspectos “ambientales” que antes eran “externalidades” ajenas al mismo. Pero también se puede y debe recurrir a otras disciplinas para las que ese “medio ambiente” —inestudiado desde los enfoques de la ingeniería hidráulica y de la economía monetaria estándares— no es algo externo o ajeno a su sistema de razonamiento, ni escapa a su campo habitual de estudio, sino que forma parte del mismo. En efecto, para esa economía de la física que es la termodinámica y para esa economía de la naturaleza que es la ecología, no existe tal “medioambiente” inestudiado: no lo ven como algo “externo” a su campo habitual de razonamiento, sino que razonan sobre los sistemas en los que el agua se desenvuelve con todas sus piezas, sin descartar las pérdidas y sumideros y sin ignorar el ciclo atmosférico que la renueva o los organismos, ecosistemas y paisajes vinculados a ella, aunque estén al margen de las posibilidades extractivas y de los valores monetarios.

Desde hace tiempo vengo postulando la necesidad de aplicar un enfoque *ecointegrador* (Naredo, 1987, 2003 y 2006) capaz de *integrar* en la misma raíz *eco* los afanes utilitarios de la *economía* estándar con las preocupaciones por la estabilidad y la conservación de los sistemas propias de la *ecología*. Pero este enfoque presupone

trascender los reduccionismos habituales para abordar el objeto de la gestión desde distintas dimensiones y sistemas de razonamiento. No se trata, pues, de sustituir los viejos reduccionismos por otros nuevos a descubrir, sino de abrir los esquemas cerrados de razonamiento (generalmente unidimensional) de aquellos para dar paso a enfoques a la vez abiertos, multidimensionales y transdisciplinarios capaces de abordar mejor los problemas horizontales que la gestión plantea en las sociedades industriales de nuestro tiempo. Pues el “medioambiente” inestudiado por los enfoques monetarios y extractivos antes mencionados, lejos de ser algo errático, incontrolado o difuso, es algo que se encuentra bien clasificado, ordenado y sistematizado por otras disciplinas que se ocupan precisamente de analizar las leyes que rigen su funcionamiento. De forma general cabe relacionar el “deterioro ambiental” que ocasiona el proceso económico con la *pérdida de exergía* —o energía utilizable— asociada a todos los materiales que intervienen en dicho proceso². Lo que induce a considerar estas *pérdidas* como una especie de *negativos* físicos que registran los “daños ambientales” directos asociados a los saldos *positivos* de valor monetario que acostumbran a revelar las contabilidades nacionales y empresariales. El saldo de *pérdidas* o *irreversibilidades* termodinámicas asociadas al metabolismo económico en su conjunto constituye, así, un indicador cuantitativo sintético muy potente de sus “daños ambientales” directos, que pasan después a propagarse, acumularse e incidir de forma diversa en los ecosistemas y espacios vinculados. Al igual que el *coste de reposición* de esas *pérdidas* directas constituye un indicador sintético igualmente cuantitativo y potente de lo que podríamos llamar su “coste ambiental” directo. El problema estriba en que estas *pérdidas* físicas, perfectamente medibles, no resultan perceptibles ni cuantificables desde el reduccionismo monetario habitual. De ahí el conflicto fáustico al que se enfrentan los economistas en su reciente deseo de cuantificar estas pérdidas y costes sin abandonar el reduccionismo monetario que cierra el paso a dicha cuantificación, tratando denodadamente para ello de repescar sus reflejos monetarios, sin preocuparse de explorar sus dimensiones físicas cuantificables. En lo que sigue invertiremos esa tendencia explorando primero, en el caso del agua, las dimensiones físicas de esos deterioros y costes para ocuparnos después de sus reflejos monetarios.

Para cuantificar los *costes ambientales* y los del *recurso* agua es necesario contar con sistemas que informen sobre ellos, aportando escalas de medida y límites inequívocos a considerar en el cálculo. Evidentemente, el panorama indicado en el párrafo anterior se simplifica si en vez de considerar todos los materiales o sustancias que se ven movilizados o afectados por el metabolismo económico, consideramos solo uno: el agua. En este caso habría que distinguir dos niveles, dimensiones y sistemas: uno relacionado con el agua como elemento³ y otro con los organismos, ecosistemas y

² Véase Naredo y Valero (dirs.) (1999): Cap. 22 “La conexión entre economía y termodinámica”, pp. 287 y ss.).

³ La experiencia francesa de elaboración de cuentas de los recursos naturales estableció, ya hace tiempo, la distinción entre *elementos* y *sistemas* (Weber, 1993, pp. 106-108): por ejemplo, la madera puede ser un elemento contable, pero el bosque ha de considerarse un (eco)sistema y no solo un stock de madera u otros elementos. En el caso que nos ocupa, el agua puede ser considerada como *elemento* contable o también como un recurso dentro de un sistema. Y como tal *elemento* o recurso evoluciona, al menos, en dos sistemas diferentes susceptibles de ser contabilizados, que son: el *sistema del recurso*, ampliado con las infraestructuras de regulación y canalización del agua, y el *sistema de usos*. Pero el agua es un *elemento* bastante singular: no solo es la principal materia prima en tonelaje de la *fotosíntesis*, que mantiene la vida en la Tierra, sino también del *intercambio iónico*, en el que el agua actúa como un aislante dieléctrico que permite mantener iones en solución, facilitando su adsorción-desorción desde la superficie de las partículas del suelo y su absorción o paso a través de las membranas vivas de los tejidos. Es precisamente esta segunda reacción la que más desarrollo tecnológico está recibiendo, por ejemplo en

paisajes vinculados a ella y a su soporte territorial (con su peculiar orografía, litología, clima, vegetación, ...). En el primero de estos dos niveles, el agua se desenvuelve en el marco conceptual de lo que hoy se conoce como el “ciclo hidrológico” —estudiado por la hidrología, la climatología,... o la termodinámica— y, aunque acuse variaciones muy notables en cantidad y calidad en función de las distintas zonas climáticas y los usos a los que se someta, se rige por leyes de comportamiento generalmente admitidas a escala planetaria, que facilitan la delimitación y la cuantificación estricta de los *costes ambientales* y del *recurso* atendiendo a su posible y efectiva reposición, como desarrollaremos más adelante. Sin embargo, en el segundo de los niveles indicados —estudiado por la ecología— se observa un notable salto en la complejidad, así como en la presencia de mayores irreversibilidades, lo cual dificulta enormemente esta tarea cuantificadora de los posibles costes de reposición: la mayor dificultad procede del salto que se observa entre la materia inanimada y el mundo de la vida, cuyo comportamiento sigue respondiendo a las leyes de la física y de la química, pero no puede explicarse solo con ellas. En efecto, la eventual imposibilidad y la muy variable dificultad de conservar y/o restaurar de forma completa y efectiva los deterioros ocasionados — por pérdida a veces irrevocable de especies y de la estructura o las funciones de algunos ecosistemas— unida a la gran diversidad de organismos, ecosistemas y paisajes vinculados al agua, arroja una casuística tal de costes de preservación y/o restauración de los deterioros ocasionados por los usos del agua y el territorio que dificulta el establecimiento de sistemas y patrones generales de cálculo. La DMA trata de tipificar esta casuística utilizando el concepto de “masas de agua de referencia”, ligadas a demarcaciones territoriales y ecosistemas locales. No parece, así, que quepa establecer en este campo técnicas y criterios universales de cálculo del *coste ambiental* de preservación y/o restauración (como entidad estrictamente cuantitativa, es decir, vinculada al Sistema Internacional de Unidades) de los ecosistemas asociados al agua y al territorio, que sean aplicables en todo tiempo y lugar. Lo cual equivale a reconocer que, en este segundo nivel considerado, el cálculo del posible coste de conservación y/o de reposición de los deterioros originados en organismos, ecosistemas y paisajes no puede separarse de la casuística de costes que estas operaciones acarrearán en cada caso, que varían según los tipos de ecosistema y los niveles de deterioro en que se encuentren ligados a las distintas “masas de agua”. Sin embargo cabe subrayar que la calidad de este segundo nivel exige disponer de cantidades y calidades de agua precisables en el primero de los niveles señalados, que serían condición necesaria, aunque no suficiente, para mantener la calidad en el segundo y más complejo de estos niveles. En suma, que la clarificación de los costes —unida a la de los sistemas que los definen— y la aplicación de instrumentos adecuados para la conservación a niveles aceptables de la cantidad y calidad de una determinada unidad o “masa de agua”, es un primer paso elemental para avanzar hacia la conservación de los organismos, ecosistemas y paisajes ligados a ella. La metodología aquí propuesta se referirá al primero de los dos niveles señalados, apuntando solo algunas ideas para el segundo. Lo cual no quiere decir que se minimice la importancia de este último, cuando la preocupación por la conservación de

la desalación, descontaminación, deseutrofización y potabilización del agua. En resumidas cuentas, que el agua de calidad forma parte de la vida misma, apareciendo asociada a suelos, organismos y ecosistemas, lo que induce a considerarla, no solo como un elemento o recurso productivo, sino también como un *activo eco-social*, afirmando su dimensión pública, patrimonial y cultural al presuponer que carece de sentido estimar el (infinito) *valor hedónico, contingente,...* o *total* asociado a algo que es condición necesaria para la vida. El *elemento* agua y sus *sistemas* interaccionan, además, con otros elementos y otros sistemas más complejos, tanto del mismo territorio o cuenca, como de otros que pueden verse afectados también por las “mochilas” o “huellas” de deterioro ecológico que acarrearán comportamientos foráneos.

“los ecosistemas acuáticos” ocupa un lugar central en las prioridades de gestión la DMA y de la Agencia Catalana del Agua (ACA).

En lo que sigue se presentará y aplicará (a las Cuencas Internas de Cataluña (CIC) una nueva propuesta de cálculo —en términos físicos y monetarios— del *coste del recurso* y del *coste ambiental*, referido al primero de los dos niveles señalados en el párrafo anterior. Esta propuesta se realizará desde el enfoque ecointegrador antes mencionado, que otorga a la reflexión económica un carácter abierto y transdisciplinar. Hay que subrayar que el enfoque ecointegrador no renuncia al análisis monetario, sino que lo vincula al conocimiento físico de los procesos a gestionar, apoyándose en este conocimiento para diseñar mejor las instituciones e instrumentos que inciden sobre la valoración monetaria, al tomar ésta una variable dependiente de aquellos. Desde esta perspectiva se considera el mercado, no como una panacea, sino como un instrumento a utilizar al servicio de la gestión del agua, teniendo en cuenta que, en el universo monetario habitual, los costes son tributarios de los precios y éstos los son, entre otras cosas, del marco institucional y normativo bien presente en el caso del agua: el juego de impuestos, subvenciones, cánones,... o tasas incide sobre las tarifas o precios del agua,... como también sobre los de la energía o los salarios, que a su vez inciden sobre los costes monetarios de los abastecimientos y servicios del agua. Así, la cuantificación solvente del *coste ambiental* en términos físicos y monetarios ocasionada por los distintos usos del agua supondrá un apoyo inestimable a la hora de diseñar sistemas de tarifas que cumplan con los principios indicados en la DMA de recuperación de los costes, atendiendo al criterio general de “quien contamina paga⁴”, que trata de mejorar la eficiencia en la gestión del agua y la conservación de los espacios y especies vinculados a ella.

Desde esta perspectiva trabajaremos con el agua, como elemento cuantificable en términos de cantidad y de calidad asociada a la cantidad, en el marco de aproximaciones sistémicas y contables que permitan iluminar el tema de los costes sugerido en la DMA. Pero advertamos antes que este simple elemento admite aproximaciones y análisis sistémicos distintos que acarrearán también distintas ideas de costes, cuya cuantificación varía con dichos sistemas de referencia. Los dos apartados siguientes reproducen, con algunos retoques, textos míos publicados con anterioridad (en Arrojo y Naredo (1997) pp. 161-171) que aclaran la naturaleza de estos enfoques.

II.- ALGUNAS PRECISIONES SOBRE LOS ENFOQUES DEL AGUA

-Dos formas de concebir la gestión del “dominio hidráulico”

En la actual situación de cambios hay que advertir que la reflexión económica está llamada a desempeñar un papel más relevante que antes con relación a las otras áreas

⁴ Como los usuarios del agua pueden, no solo *contaminarla*, sino también *consumirla* en sentido estricto, evaporándola, en lo que sigue sustituiremos el principio “quien contamina paga” por el más general de “quien deteriora paga”, suponiendo que ese pago contribuirá a restituir o paliar el deterioro ocasionado.

temáticas ligadas al agua. Pues estamos pasando de una fase en la que las soluciones técnicas han venido despejando el fantasma de la escasez de agua a golpe de obras orientadas a ampliar los abastecimientos, a otra en la que se trata de encarar directamente esa escasez con planteamientos económicos más globales, que centran su atención en la gestión de la demanda y en la conservación del agua como recurso (ahorro, uso combinado, reutilización e, incluso, desalación). Estamos pasando de una fase centrada en el proyecto y la construcción de obras hidráulicas (regida en toda lógica desde una dirección general hasta hace poco llamada de Obras Hidráulicas y ubicada en un ministerio de Obras Públicas) a otra preocupada de la gestión y conservación del agua y de los (eco)sistemas a ella vinculados. O, también, de un fase "expansiva" de obras a otra que podríamos calificar de "economía madura del agua", en la que se desplaza el acento desde la inversión en obra nueva, hacia la conservación del patrimonio hidráulico, tanto natural como construido. La primera fase encontraba justificación cuando la dotación en obras hidráulicas era muy escasa y estaban todavía por regular las grandes cuencas hidrográficas en un país con hidrología tan irregular como el nuestro: las obras de regulación abordadas por el Estado tenían una clara función pública que se situaba por encima de sus posibles aprovechamientos para fines agrícolas, urbanos o industriales. De ahí que pudiera atribuirse cuerdamente cerca de la mitad de los costes de los embalses a la su función de "laminación de avenidas" y que sólo se pensara en repercutir sobre los usuarios la otra mitad, en condiciones de plazos y financiación extremadamente favorables para ellos, al considerar los abastecimientos, sobre todo de regadío, como si fueran de utilidad pública y hubiera que acometerlos a cualquier coste. Lo mismo que se pretendía llevar agua de donde se suponía que sobraba hacia donde se echaba en falta, como corolario al axioma que postulaba la necesidad de enderezar la "España deforme" en nombre del *interés nacional* y de un *progreso* tan generalizado que justificaba no reparar en costes.

Sin embargo, hoy tiene escaso sentido este proceder que se ha venido arrastrando por inercia. Cuando nuestro país alcanza un record mundial en el porcentaje de superficie geográfica dominada por embalses y el coste económico y ambiental de las nuevas captaciones resulta cada vez más elevado, es normal que las preocupaciones se desplacen desde las obras de abastecimiento hacia la gestión del agua como recurso. Cuando el grueso de las obras de regulación y del principal gran trasvase ya están realizadas, pierde sentido, en buena medida, la apreciación pública que originariamente se atribuía a tales obras. Es más éstas acostumbran a ser objeto de contestación social (recordemos por ejemplo los casos de los embalses de Riaño y de Itoiz o de los trasvases del Ebro y del Júcar). Así, más que imputarles tan elevados beneficios públicos, habría que cargarles fuertes costes económicos y daños sociales y ambientales, que no cabe definir de espaldas a los afectados. Máxime cuando, en la nueva situación democrática, lo que se entienda por *interés nacional* ya no ha de venir dictado, como antes, por la autoridad de algún político o técnico carismático, sino por lo que los ciudadanos de este país, convenientemente informados, acuerden como bueno e interesante. El paso de las competencias de la Administración Central sobre el agua desde el Ministerio de Obras Públicas (hoy llamado de Fomento) al de Medio Ambiente no es ajeno a este desplazamiento del acento de las preocupaciones desde la obra hacia su contexto, planteándose la necesidad de diseñar un marco institucional en el que las incidencias ambientales y sobre terceros se integren en la toma de decisiones públicas y privadas.

En suma, que de acuerdo con los nuevos planteamientos, los supuestos excedentes trasvasables, al igual que los caudales a embalsar, con sus correspondientes infraestructuras, han de encontrar su definición, y su financiación, más en el terreno del debate bien informado y la negociación transparente, que en el de la decisión y el consenso político elitista, apoyado con argumentos técnicos y con dineros públicos *ad hoc*. En caso contrario, los conflictos relacionados con el agua se amplificarán, ocasionando un calvario creciente para los políticos que traten de arbitrarlos a partir de los viejos esquemas, siendo las “guerras del agua” de los últimos años un aviso en este sentido. En suma, que la segunda de las fases indicadas hacia la que se tiende, la de "Economía madura del agua", ha de pasar, no sólo de la planificación de obras a la de la economía del agua como recurso y, por ende, de la hegemonía de lo técnico a la de lo económico, sino que ha de superar también el economicismo pecuniario de cortas miras, para razonar sobre un contexto más global de consideraciones territoriales, sociales y ecológicas.

- *Dos formas de concebir el ciclo del agua*

Tanto la exposición de motivos de la Ley de Aguas de 1985⁵, como la del anteproyecto de Plan Hidrológico de 1993, habían apuntado ya la conveniencia de desplazar el centro de interés de la Administración desde la gestión de las obras hidráulicas hacia la gestión del agua como recurso. E incluso el *Libro blanco del agua* (1998) reconocía la “crisis” de la política tradicional de obras hidráulicas y la “inexcusable necesidad de replantearla”. El problema estriba en que el cambio de orientación apuntado, desde la gestión de la obra a la del agua, es fácil de enunciar, pero difícil de trasladar a la práctica con la premura que suelen demandar las operaciones políticas. Tras más de un siglo gestionando y planificando obras hidráulicas, es problemático exigir a los técnicos y los organismos implicados que se dediquen ahora, de la noche a la mañana, a gestionar y planificar el uso del agua. Tal cosa requiere, además de la voluntad política y los necesarios cambios administrativos, una profunda reconversión mental que no cabe improvisar.

Reflexionemos, pues, sobre el necesario cambio de enfoques. En primer lugar hay que advertir que el cambio de enfoques indicado alcanza hasta la propia manera de considerar el ciclo del agua. A la planificación tradicional de obras hidráulicas le bastaba con interpretar los problemas desde la mecánica de fluidos y la Ley de Conservación de la materia y la energía en la ésta se apoya. Ley que permite establecer el conocido balance que iguala, en un período de tiempo, los flujos acumulados de entrada de agua a cualquier territorio o receptáculo, con los de salida más la variación del stock contenido en el mismo. Sin embargo, la gestión del agua como recurso obliga a interpretar el ciclo hidrológico, no sólo desde la mencionada Ley de Conservación (conocida como Primer Principio de la Termodinámica), sino también desde la Ley de la Entropía (o Segundo Principio de la Termodinámica) que dibuja el trasfondo físico de la escasez económica, al establecer que no puede haber procesos cuyos logros no entrañen pérdidas netas de energía disponible, desterrando del mundo físico la

⁵ El mismo Artículo 38.1 antes citado planteaba, además del objetivo de la planificación hidrológica de “aumentar las disponibilidades” de agua, también el de “economizar su empleo racionalizando sus usos en armonía con el medio ambiente...”, evidenciando la función *ceremonial* de tales afirmaciones orientadas a contentar a todo el mundo, a desarrollistas y a conservacionistas, aunque ello sea a base de prometer objetivos contrapuestos.

posibilidad de conseguir la quimera del *perpetuum mobile*,... o de aportar nuevas concesiones de abastecimiento a favor del sistema de usos sin detrimento del sistema del recurso ni de los ecosistemas asociados al mismo.

La Ley de la Entropía gobierna el comportamiento del agua en el ciclo hidrológico, explicando todos sus cambios más o menos "espontáneos" de estado (nieve, hielo, vapor o agua líquida), de calidad (con más o menos sales o materia orgánica en dilución, agua libre o adsorbida) o de posición gravitatoria, que se operan a lo largo del mismo. Este conjunto de cambios configura un "campo de gradientes de potencial" ligados al agua que va disminuyendo, desde que ésta aparece en forma de lluvia, hasta que llega al mar, donde alcanza su máximo nivel de *entropía* que la radiación solar invierte al devolverle (mediante la evaporación, elevación y pérdida de solutos) su nivel originario de calidad asociada a la cantidad. Así, podemos decir que esa fuente externa que es la energía solar mueve el ciclo hidrológico, como el agua mueve la rueda de un molino, y que es posible acelerar (usando), retrasar (conservando) e incluso invertir (depurando, desalando y bombeando) las pérdidas y deterioros que se operan a lo largo del mismo (aunque tales operaciones de impulsión y reciclaje entrañen siempre mayores costes que las ganancias de potencial obtenidas).

Sinteticemos los dos sistemas de representación a los que conducen la versión mecánica ordinaria y la versión termodinámica antes esbozada de la problemática que envuelve al ciclo del agua. La interpretación que se hace de este ciclo desde la mecánica clásica, a partir del simple Principio de Conservación, al ignorar los cambios unidireccionales de calidad y estado antes apuntados, tiene el siguiente significado desde el punto de vista de la teoría de sistemas: "en el sistema no hay fuentes ni sumideros". Para que tal cosa ocurra el gradiente de potencial ligado a la calidad del agua ha de presuponerse nulo, bien por considerarla homogénea a lo largo del ciclo o por suponer que los cambios de calidad son erráticos o, todo lo más, ligados a las contaminaciones o evaporaciones de origen antrópico. Interpretación ésta que necesita conciliarse con la explicación del fluir del agua en el ciclo hidrológico. Lo que puede hacerse, sin salir de la mecánica clásica, tomando la fuerza de la gravedad como algo ajeno al agua que la impulsa hacia la cota cero de los mares, pudiendo las sociedades humanas utilizar esta fuerza hidráulica para sus propios fines industriales, sin menoscabo de esa otra calidad química, homogénea o aleatoria, supuestamente intrínseca del agua. Recordemos que los Planes Hidrológicos han venido siendo tributarios de esta interpretación, al ocuparse sólo de la cantidad y de la contaminación de origen antrópico. Sin embargo, en *Las cuentas del agua en España (1994) (CAE 94)* (Gascó y Naredo (dirs.), 1994) se incluyeron ya resultados del cálculo de los dos principales gradientes de potencial ligados al ciclo del agua en cada una de las cuencas hidrográficas: los relacionados con la ubicación física y con la calidad química del agua. La comparación de esta última en cabecera y en los afluentes de salida al mar, denota que la pérdida de calidad química es muchísimo mayor en las cuencas más áridas del sureste, con relación a las del norte húmedo, con lo que la peor calidad natural del agua se suma en aquellas a las menores y más irregulares disponibilidades en cantidad.

La interpretación del ciclo hidrológico que hace abstracción del mapa de calidad natural o de fondo con el que se ha de trabajar, podría resultar aceptable en un país de clima húmedo, donde predomine la buena calidad natural de sus aguas continentales hasta los mismos límites de su territorio, sin embargo resulta totalmente inconveniente en un país como el nuestro, en el que las diferencias de calidad natural intra e inter cuencas son

abismales. Así, en la España meridional y costera, los problemas de calidad contribuyen tanto o más que los de cantidad a la escasez de agua para abastecimiento, por lo que carece de sentido preocuparse sólo de la cantidad y no de conservar, gestionar e, incluso, rectificar la calidad del agua disponible en esos territorios⁶.

La interpretación estrecha del ciclo del agua que estamos comentando, al limitarse a postular que "nada se crea ni se destruye a lo largo del mismo", arroja un corolario bastante pobre con vistas a la gestión: se trata de aumentar lo más posible las captaciones y de paliar las irregularidades temporales y los desequilibrios espaciales en cantidad, para abastecer lo mejor posible unas demandas que se suponen exógenas y crecientes. De esta manera se da por buena una gestión que consiga asegurar el máximo de *entradas* de agua al sistema de usos, captando, embalsando y trasvasando desde donde "sobre" hacia donde "falte", para evitar en suma que ésta *salga* y se "pierda" en el mar. Problemas todos ellos cuyos planteamientos y soluciones se circunscriben al mero campo de lo técnico.

Sin embargo si postulamos, de acuerdo con la Ley de la Entropía, que existe un desequilibrio fundamental en calidad que recorre y mueve todo el ciclo hidrológico desde la fuente (entradas por precipitación) hasta el sumidero último (el mar), se obtienen orientaciones distintas con vistas a la gestión. La realidad del ciclo hidrológico se manifiesta como un sistema abierto y desequilibrado en calidad asociada a la cantidad, cuyos intercambios de masa y energía con el exterior, originan flujos variables en función de la energía natural de la radiación solar y sus derivados o de la artificial de manejo que la especie humana puede introducir. El corolario que para la gestión se deriva de este enfoque ya no puede limitarse a aumentar las entradas al sistema de usos sin atender a lo que ocurre dentro del mismo, sino que debe orientarse a reducir o retrasar las pérdidas en cantidad y calidad que se producen en su seno, buscando mejorar la eficiencia de los usos y penalizando y desalentando los más inadaptados y dispendiosos en los territorios cuyas escasas dotaciones así lo justifiquen. Y, en lo que concierne a los abastecimientos, este enfoque nos recuerda que la gestión del agua rara vez se enfrenta hoy a un problema de escasez (o de abundancia) absoluta que induzca a ampliar las captaciones y trasvases sin reparar en sus costes, sino que es precisamente la consideración de éstos la que debe ayudarnos a elegir entre las opciones técnicas que nos brinda un estado de las artes capaz, no sólo de mejorar la eficiencia de los usos y de extender la depuración y reutilización del agua, sino de forzar también la "reversibilidad" del propio ciclo hidrológico desalinizando el agua salobre e, incluso, la propia agua del mar y elevándola a la cota deseada.

Desde esta perspectiva la gestión del agua cobra una dimensión claramente económica, al plantearse en términos de elección entre las distintas posibilidades técnicas y sociales de encarar el problema (ahorro, reciclaje, uso combinado, abastecimiento de uno u otro tipo,...) teniendo en cuenta el coste físico y monetario de cada una de ellas. El coste físico de depuración, en cuyo extremo se situaría la opción de retomar el agua desde ese sumidero último que es el mar, para devolverle su condición de recurso con la calidad y ubicación deseada, constituye una guía objetiva para la gestión, al aportar el mapa de

⁶ Por ejemplo, la masiva instalación de aljibes en esas zonas, hoy desbaratados por el "progreso", buscaba más la calidad del agua de lluvia (exenta de sales) que la cantidad, que normalmente ofrecían los pozos y fuentes locales, utilizando así aguas de calidades diferentes para satisfacer usos diferentes, con más juicio de lo que comunmente hacen los abastecimientos centralizados y polivalentes de hoy día.

costes máximos con el que debe contar cualquier política de abastecimiento (sería una aberración económica recurrir al abastecimiento mediante la captación y traída de aguas continentales, con costes físicos superiores a los que se originarían haciéndolo a partir del reciclaje y la desalación de aguas salobres e incluso marinas, sin riesgo de desdotar otras zonas y con obras de menor impacto). Sin embargo hay que subrayar que, a diferencia del coste físico, el coste monetario de las posibles opciones no es una variable independiente, ya que depende del marco institucional y normativo que la política hidrológica impone en cada caso, favoreciendo ciertas instalaciones, prácticas de gestión e intereses y penalizando otros.

La aplicación de cada uno de los dos enfoques descritos reclama, como es lógico, sistemas de información estadística diferentes. La planificación de las obras hidráulicas, cuyo razonamiento se circunscribía a la mecánica de flujos, se ha apoyado tradicionalmente en datos de precipitaciones y caudales disponibles para proyectar infraestructuras orientadas al abastecimiento de unas demandas que le venían dadas como algo exógeno y creciente. Para este propósito extractivo bastaba con mantener una red de pluviómetros y otra de aforos que aportaran los datos empíricos mínimos sobre los que apoyar este ejercicio, y con atribuir unas "dotaciones" razonables para los distintos usos, acordes con objetivos que venían avalados la mayoría de las veces por criterios políticos. Desde este punto de vista, tanto por suponer una tendencia natural al crecimiento de las "demandas", como por garantizar la propia seguridad de los abastecimientos con una pluviometría tan irregular como la nuestra, no tenía sentido profundizar en el análisis de los usos ni en el modo de recortar las "dotaciones", ni las inversiones, en obras hidráulicas, cuando además había intereses directamente vinculados al volumen de éstas. Sin embargo, el segundo de los enfoques mencionados, al razonar en términos de eficiencia no sólo de los abastecimientos, sino también de los usos del agua, requiere una información más amplia. Una información que como mínimo incluya, junto a las posibilidades y costes de captación que brindan los datos de precipitaciones y aforos, los de "producción" de agua de calidad mediante bombeo, depuración y desalación, abarcando así todas las posibilidades de oferta. Además de preocuparse de evaluar las posibilidades y los costes asociados al ahorro y a la posible sucesión de usos compartidos, tomando la demanda como un variable sobre la que cabe incidir.

III.- PROPUESTA DE CÁLCULO DEL *COSTE AMBIENTAL DEL AGUA* Y DEL *COSTE DEL RECURSO*

-Aspectos metodológicos y antecedentes

Esta propuesta no parte de cero, sino que se apoya en trabajos anteriores que he venido desarrollando con José María Gascó, sobre las cuentas del agua⁷, y con Antonio Valero,

⁷ Gascó y Naredo (dirs.) (1994) *Las Cuentas del Agua en España*, 6 vol. (CAE 94) (trabajo contratado por la D.G. de la Calidad de las Aguas, MOPMA. Véase versión resumida en inglés, Naredo, J.M. (1997) "Spanish water accounts (summary report)", in San Juan, C. y Montalvo, A. (eds.) *Environmental economics in the European Union*, Mundi-Prensa y Universidad Carlos III, Madrid, pp.369-443. También se elaboró un *Manual de Cuentas del Agua en España* (MCAE 96) (Gascó, Naredo, y Jiliberto, 1996), contratado con el MIMAM, con el fin de posibilitar la homogeneidad de criterios en la elaboración periódica de las cuentas.

sobre el coste de reposición del capital mineral de la Tierra⁸, en el que se incluye el agua. El hecho de que ambos participen desarrollando y aplicando esta metodología al territorio de Cataluña en el marco de sendos convenios de colaboración con la ACA, me permitirá referirme a ella sin verme obligado a agotar los temas con excesivas precisiones y detalles.

En nuestra propuesta nos apoyaremos en un sistema de cuentas del agua en cantidad y en otro de cuentas en calidad asociada a la cantidad que contabilizan el agua de un territorio en términos de stocks y de flujos que evolucionan atendiendo a lo que se conoce como “el ciclo hidrológico”: el flujo de agua entra en el sistema por precipitación y da lugar a la escorrentía, la infiltración y la evaporación a medida que fluye hacia el mar, para volver a entrar de nuevo por precipitación a través de lo que se conoce como la “fase atmosférica” del ciclo hidrológico. Este **sistema general del recurso** está sujeto a intervenciones humanas para regular y derivar el agua hacia el **sistema de usos**, que origina vertidos y pérdidas de cantidad y calidad que pueden corregirse con operaciones de depuración, desalación y bombeo. El Cuadro 1 del Anexo estadístico (tomado del cuadro Q.II.A de Gascó y Naredo (dirs.) *Las Cuentas del Agua en España 1994* (en lo que sigue CAE 94 y documento resumen CAE 97) sintetiza las disponibilidades y usos del agua en cantidad en España y en las Cuencas internas de Cataluña, en año hidrológico medio. Anticipemos que las pérdidas de cantidad y calidad del agua asociada a las intervenciones humanas forman parte del **coste ambiental** del agua mencionado en la DMA, que cuantificaremos seguidamente.

Hemos advertido que el rigor de la cuantificación de un coste dependerá de la del sistema sobre el que se apoye. Ni que decir tiene que nuestra propuesta se apoyará en la segunda de las dos formas de concebir “el ciclo hidrológico” y el “dominio hidráulico” expuestas en los apartados anteriores: la que interpreta el ciclo hidrológico, no solo a partir de una **ley de conservación** de la cantidad —enunciada como primer principio de la termodinámica—, sino también de una ley de **evolución de la calidad** —enunciada por la Ley de la Entropía o Segundo Principio de la termodinámica— que gobierna el comportamiento de todos los sistemas del mundo físico. Desde esta perspectiva interpretaremos el **ciclo hidrológico** como un **gradiente de potenciales** que se van degradando desde que el agua entra “en alta” por precipitación hasta que se diluye en el sumidero último de los mares, en el que supondremos que dicho gradiente es nulo. Los dos principales conceptos que permiten cuantificar universalmente —en unidades energéticas— este gradiente de potenciales asociados a la calidad del agua son su **potencia física**, relacionada con su posición en altitud, y su **potencia química**⁹ o capacidad de dilución, relacionada sobre todo con su contenido en sales y su conductividad, aunque también con la presencia de contaminantes orgánicos o de

⁸ Véase Naredo y Valero (dirs.) (1999), *Desarrollo económico y deterioro ecológico*, Madrid, Visor Distribuciones & Fund. Argentaria, Col. “Economía y Naturaleza”, así como la Tesis doctoral (dirigida por A. Valero en la Universidad de Zaragoza) de Botero, E.A. (2000) *Valoración exegética de los recursos naturales, minerales, agua y combustibles fósiles*. Véase versión resumida en inglés Naredo, J.M. (2001) “Quantifying Natural Capital: Beyond Monetary Value”, en Munasinghe, M., Sunkel, O. y de Miguel, C., *The Sustainability of Long-Term Growth*, Cheltenham, UK & Northampton, MA, USA, Edward Elgar, pp.172-212.

⁹ En CAE 94 establecimos y aplicamos a todas las cuencas españolas (a través del programa Aqual diseñado para analizar, a distintos niveles de agregación temática y territorial, la calidad del agua asociada a la cantidad utilizando toda la red de aforos disponibles) una metodología de cálculo de la **potencia física** (entonces denominada *potencia hidráulica*) y la **potencia química** (entonces denominada *potencia osmótica*, por asociar el cálculo a su contenido en sales).

metales pesados¹⁰. La **potencia física** asociada al agua es la que permite moverla por gravedad y la **potencia química** hacerla útil para abastecimientos y riegos. Estos aspectos a la vez tan básicos y tan poco considerados, son capitales para orientar la gestión del agua, sobre todo en zonas de clima árido y mediterráneo. Pues, cabe insistir en que en zonas de clima húmedo, la buena calidad química suele ir asociada a la abundante cantidad, pero no en zonas de clima árido y mediterráneo, donde la calidad del agua varía estacionalmente con la cantidad y, sobre todo, con la litología recorrida hasta desembocar en el mar con gran contenido en sales, pudiendo las intervenciones humanas acentuar esa pérdida de calidad química natural. Hay que subrayar, en consecuencia, que el diferencial natural de **potencia química** que se observa entre las entradas de agua por precipitación y las salidas al mar es mucho mayor en zonas de clima árido y mediterráneo que en zonas de clima húmedo, que han sido así menos sensibles a los análisis y problemas ligados a la mala calidad natural de las aguas. Sin embargo la presión ejercida sobre el agua por los usos urbano-industriales acentúa también este diferencial en las zonas de clima húmedo. El Cuadro 2 del Anexo estadístico recoge la potencia (en MW) asociada a la entrada y a la salida de agua del territorio de las Cuencas Internas de Cataluña, en año hidrológico medio, en comparación con la del conjunto de España, calculadas ambas en CAE 94¹¹ (Cuadro Q.I.I.4).

Para el tema de los costes es fundamental saber si la evolución del agua a lo largo del ciclo hidrológico terrestre —cuyas pérdidas de calidad se asocian al gradiente de potenciales antes indicado, que suponemos que se anula en el mar— es, o no, un fenómeno reversible, en el sentido general que se atribuye a este término en el lenguaje corriente. Es decir, si existen, o no, técnicas que permiten recuperar cualquier pérdida de calidad y de potencia asociada al agua. Porque si hubiera deterioros o pérdidas irrevocables, entonces no podrían calcularse costes generales de reposición. Sin

¹⁰ La metodología elaborada por el equipo de investigación dirigido por Antonio Valero para la ACA expuesta en el presente seminario (y comunicada internacionalmente en Valero, A. et alts. (2006)) permite incluir también en el cálculo de la **potencia química** y en el **coste de reposición**, los contaminantes de origen antrópico que no aumentan el contenido en sales del agua (ni su conductividad) tales como la contaminación orgánica y la originada por metales pesados o microelementos más difícil de corregir por ósmosis inversa.

¹¹ La metodología que aplicamos en CAE 94 denominó **potencia hidráulica** a lo que ahora denominamos **potencia física** y **potencia osmótica** a la ahora denominada **potencia química**, al ligar el cálculo de esta última a su contenido en sales. La metodología de cálculo fue la siguiente:

-Potencia hidráulica (o física) (P_h): igual a la masa (m) por la aceleración de la gravedad (g) por la altura (h) dividido por el tiempo (t): $P_h = m \cdot g \cdot h / t$. Por lo que la potencia hidráulica en kw se calcula con la siguiente fórmula: $P_h = 9,8 \cdot Q \cdot h$;siendo, Q el caudal en metros cúbicos por segundo [m^3/s] y h la altura en metros [m].

-Potencia osmótica (P_o) (o química ligada al contenido en sales del agua que altera su conductividad): igual a la presión que ejerce una solución salina sobre un émbolo dotado con una membrana semipermeable, al entrar en contacto a través del mismo con agua destilada. Expresando esta “presión osmótica” en atmósferas (Atm) y la conductividad eléctrica del agua salina (CE) en decisiemens por metro (dS/m) cabe relacionar ambas con la siguiente fórmula $P_o[Atm] = 0,36 \cdot CE[dS/m]$ a 25°C de temperatura. De esta manera la **potencia osmótica**, o poder de dilución, del agua destilada frente a una solución salina puede calcularse en las siguientes unidades de referencia $P_o'[kw] = 36,477 \cdot Q[m^3/s] \cdot CE[dS/m]$ a 25°C.

Para hacer los cálculos se establecen los límites del sistema de la siguiente manera: se toma como referencia extrema el agua de lluvia (sin sales) —potencia máxima (cifrada en 1970 kw por m^3/s a partir de la fórmula anterior— frente al agua del mar (con una conductividad media de 54 dS/m a 25°C)—potencia cero— quedando la fórmula de la **potencia osmótica** por unidad de caudal (m^3/s) como sigue: $P_o[kw] = 1970 \cdot Q[m^3/s] - 36,477 \cdot Q[m^3/s] \cdot CE[dS/m]$ a 25°C de temperatura.

embargo la respuesta es afirmativa: ya que suponemos que cualquier tipo de contaminación puede corregirse hasta devolver al agua su calidad inicial de entrada mediante procesos de evaporación y destilación¹² conocidos desde hace tiempo. El problema estriba en que este procedimiento es muy costoso: para evaporar un gramo de agua hace falta aplicarle aproximadamente unas 585 calorías (lo que supone unos 680 kWh/m³). Este sería, pues, el techo de los posibles costes de reposición de la calidad o potencia química del agua, por debajo del cual se encuentra toda una gama de procedimientos adecuados al tipo de contaminantes a tratar (ósmosis inversa, “nanofiltración”,... o muy diversos tratamientos depuradores) que resultan mucho menos costosos que la evaporación y destilación del agua¹³.

Una vez precisados los límites del proceso general de evolución de la calidad ligado a la fase terrestre del ciclo hidrológico, se puede calcular el coste de reposición del agua con la mejor tecnología disponible a los niveles deseados. En cualquier caso estos costes reclaman mucha más energía que la liberada cuando el agua se va contaminando, dada la irreversibilidad termodinámica de los procesos¹⁴. De esta manera la recuperación de la calidad y la potencia química inicial del agua reclama la aplicación de un trabajo (o *exergía*) superior al que podría liberar dicha potencia. Por lo tanto, junto al gradiente de potenciales inicialmente asociados al agua —medible en unidades de potencia (por ejemplo, en Vatios)— se puede medir también —en unidades de trabajo (por ejemplo en Julios o en kWh)— la energía de calidad (o *exergía*) que habría que aplicar para recuperar la potencia inicial, con la mejor tecnología disponible.

Hay que subrayar, así, que los cambios tecnológicos operados en los últimos decenios revalorizan el enfoque que estamos aplicando, al facilitar y abaratar la posibilidad real de revertir las pérdidas de calidad y de potencia que acusa el agua a lo largo del ciclo hidrológico terrestre. En efecto, la industria humana puede hoy emular la función de la naturaleza en el ciclo hidrológico depurando, desalando y bombeando el agua: hoy se puede *fabricar* y llevar agua con la calidad y ubicación deseadas, con costes energéticos

¹² Hay que aclarar que el agua de lluvia no es absolutamente pura, como tampoco lo es la procedente de una primera, segunda e incluso tercera destilación. Pero aunque el agua absolutamente pura no exista, a nuestros efectos podemos tomar como tal al agua que generalmente reciben los territorios por precipitación. También hay que advertir que la intensidad de vertidos contaminantes en puntos del litoral puede hacer que su calidad del agua difiera significativamente en determinadas zonas litorales de la de la media del mar, al albergar concentraciones de contaminantes muy superiores a ésta. Pero el seguimiento de la calidad de las masas de agua del litoral puede considerarse como un problema particular en la aplicación de la metodología, en el que el nivel de calidad descendería por debajo del mínimo propuesto, pudiendo corregirse por reducción de los contaminantes, en la fuente, o mediante dilución en el inmenso stock de agua marina, en el sumidero.

¹³ Dado su elevado coste, este procedimiento solo resulta generalmente aconsejable como subproducto asociado a la utilización del agua para refrigerar otros procesos que reclaman grandes temperaturas. Los procesos de ciclo termodinámico y los procesos multietapas son sugerentes respecto a futuros avances tecnológicos porque al condensarse el agua evaporada se libera el calor de condensación.

¹⁴ Una consecuencia de la Ley de la Entropía es la **inexistencia** de fenómenos que sean perfectamente reversibles sin coste adicional alguno, es decir, que puedan volver a la situación de partida usando solo la misma energía que liberaron al producirse. Esto es particularmente manifiesto en el caso de las mezclas, que caracterizan los procesos de contaminación del agua. Hemos visto que si se pone en contacto agua destilada con agua salina a través de una membrana semipermeable, al tender a mezclarse genera sobre esa membrana una presión medible en unidades energéticas (por el procedimiento indicado en la nota 11). Pero si queremos volver a separar el agua destilada del agua salina mediante el procedimiento de ósmosis inversa (que suele ser el menos costoso) hay que aplicar una energía varias veces superior a la liberada en el momento de mezclarse. Esto es lo que lleva, en Termodinámica, a considerar que todos los fenómenos reales están sujetos a “irreversibilidades” o “pérdidas” de energía utilizable o *exergía*.

y monetarios bastante moderados. Esto es fundamental para aclarar, en primer lugar, lo referente al *coste del recurso* y, en segundo lugar, al *coste ambiental* directo asociado a los usos del agua, tal y como exige la DMA.

En efecto, insistimos en que las nuevas alternativas de recuperación de la cantidad y calidad del agua eliminan así el problema imperativo de su **escasez física**, que el antiguo enfoque de promoción de obras hidráulicas trataba de paliar, sustituyéndolo por un problema de **coste económico** de obtención de agua —con dimensiones físicas y monetarias— a relacionar con el uso que se vaya a hacer de ella. Además las consideraciones relativas a la **oferta** de agua se han de ligar con las de **gestión de la demanda**, estudiando las posibilidades de mejorar el ahorro, la eficiencia y los usos sucesivos del agua. El tratamiento del agua trasciende así del **enfoque técnico** sectorial de oferta tradicionalmente imperante, para reclamar un tratamiento **económico**, en el sentido amplio antes indicado (que abarca dimensiones no solo monetarias, sino también físicas, químicas y biológicas). Se trata de pasar, así, de la **promoción de obras hidráulicas** a **promover la gestión del agua**, relacionándola además con los ecosistemas y paisajes asociados a ella. Este paso —acorde con lo reclamado en la DMA— lleva la aproximación al agua hacia la **multidimensionalidad de enfoques** y la **transdisciplinaridad** de tratamientos y reclama sistemas de información e instrumentos de gestión elaborados desde este nuevo planteamiento.

- *El coste del recurso agua*

La DMA considera el *coste del recurso* como un coste que resulta de la escasez del agua que entraña, lógicamente, costes de disponibilidad —ligados a las operaciones de necesarias para adaptarla a las exigencias de los usos— y de oportunidad —ya que la aplicación del agua a un determinado uso conlleva el desabastecimiento de otros usos o funciones, incluidas las relacionadas con los organismos, ecosistemas y paisajes asociados a ella. Las distintas posibilidades de disponer de agua de determinada calidad surgen de las distintas fuentes de oferta o de las alternativas que ofrece la gestión de la demanda, derivadas del ahorro o la mejora de la eficiencia en el uso o de las ofertas de agua por parte de concesionarios que les sobra o sacan poco partido de ella: todo lo cual genera múltiples posibilidades y costes. Para aclarar este panorama vamos a empezar por definir y cuantificar, a la luz de lo anterior, dos tipos de costes del recurso: el *coste de reposición* y el *coste de obtención del recurso*. A su vez, cabe dividir el *coste de reposición del recurso* en *coste integral* y *coste parcial*, así como el *coste de obtención del recurso* en *coste de generación* y *coste de reasignación*.

- *Coste de reposición “integral” y “parcial” del recurso*

Definimos el *coste de reposición integral del recurso* en un punto del territorio como el coste de reponer o restaurar artificialmente el ciclo hidrológico completo en ese punto o, precisando más, el coste (energético y monetario) de fabricar (desalando el agua del mar) y de situar (bombeándola y transportándola hasta ese punto) la cantidad (y calidad) de agua deseada, con la mejor tecnología disponible¹⁵—*best available technology*

¹⁵ Entendiendo por *mejor tecnología disponible* la más eficiente desalando agua del mar, o también, la que requiere menos energía por unidad de agua desalada, cabe atribuir hoy este calificativo al procedimiento conocido como *ósmosis inversa*. Pero aunque no resulte difícil acotar entre ciertos

(BAT)— que, en el caso que nos ocupa, suele coincidir con la *mejor tecnología ambiental* —*best environmental technology (BET)*¹⁶. Puesto que el mar no plantea a escala humana límites de cantidad física de agua (y tampoco costes de oportunidad relativos al agua abastecida¹⁷), su abastecimiento se liga aquí fundamentalmente al *coste económico* de las operaciones exigidas, medible en términos energéticos y monetarios. Este coste aporta una guía objetiva útil para la gestión, al ofrecer el mapa de costes máximos de abastecimiento de un territorio, sin límites de cantidad: sería una aberración económica recurrir al abastecimiento mediante la captación y traída de aguas continentales con costes físicos y monetarios superiores a este *coste de reposición integral*, generando además costes de oportunidad al detraer ese agua de otros posibles usos o funciones. Sin embargo, esa aberración económica se ha producido, por ejemplo, en el caso del gran proyecto de trasvase de aguas del Ebro hacia las zonas costeras de Murcia y Almería: los costes energéticos y monetarios de transporte, bombeo y tratamiento exigidos por el trasvase doblaban en este caso a los de desalación y bombeo del agua del mar¹⁸. El problema estriba en que la tradicional política de obras hidráulicas de oferta sigue promoviendo sus viejos proyectos sin acusar la fuerte reducción de costes observada en las fuentes alternativas de oferta durante los últimos tiempos, alimentando “un despilfarro interesado”¹⁹. También la falta de planificación de la desalación ha ocasionado en nuestro país ubicaciones y diseños de plantas poco afortunados, que arrojan costes muy superiores a los alcanzables con la mejor tecnología (planificación y diseño) disponibles.

Definimos el *coste de reposición parcial del recurso* en una unidad o masa de agua como el coste (físico y monetario) de aumentar su cantidad y/o mejorar su calidad desde

márgenes —que irían hoy *grosso modo* entre 2 y 2,7 kWh/m³— el coste energético del agua desalada con los mejores diseños de plantas y equipos disponibles, la decisión de atribuir una única cifra a la *mejor tecnología disponible* no puede ser inequívoca, sino que necesita ciertas dosis de consenso, lo mismo que otros aspectos a concretar en la puesta a punto de la metodología propuesta. Pues, aún habiendo decidido cuales son los mejores equipos y diseños, el coste energético viene mediatizado por la presión de trabajo de la planta, la tasa de conversión de agua del mar en agua desalada, la temperatura, y otros parámetros a determinar. Así, al igual que ocurre en los sistemas de Contabilidad Nacional, la metodología propuesta de cálculo de los costes del agua requiere también de ciertas convenciones contables a detallar en los correspondientes manuales operativos llamados a asegurar la unidad de criterio y la homogeneidad de los datos, que otorgan sentido a las comparaciones espacio-temporales. También habría que precisar lo que se entiende por *mejor tecnología disponible* en el caso del transporte del agua, que no solo tiene que ver con procedimientos técnicos: el coste de transporte del agua desalada a localizaciones interiores puede ser nulo si se actúa por compensación del agua que reciben las zonas litorales desde el interior, aunque en tal caso habría que tener en cuenta el diferencial de potencia química entre el agua desalada y el agua entregada como compensación (en general, unos usuarios ganan y otros pierden potencia química, en los intercambios por compensación).

¹⁶ Hay que tener en cuenta que, en la DMA, el criterio del mínimo impacto ambiental o de los límites de contaminación (1. Para cada contaminante, y 2. Para la suma de contaminantes) viene matizado al alza por el criterio ecológico de acercamiento al límite natural (o ecológico) de cada sustancia. Este segundo criterio se viene aplicando por ahora en las concentraciones de sustancias eutrofizantes y con alta incidencia de la agricultura como fuente de contaminación difusa, concretamente el nitrógeno (N) y el fósforo (P), que se incluyen en los informes de evaluación de las señales ambientales.

¹⁷ Aunque sí al agua vertida y al territorio donde se ubiquen las instalaciones de desalación y transporte, así como el tratamiento de los vertidos de salmuera y contaminantes (según el tipo de energía y de materiales utilizados) y, por supuesto, a la energía utilizada en los procesos de desalación y bombeo.

¹⁸ Estas observaciones sobre la irracionalidad de dicho proyecto acarrearón la negativa a subvencionarlo por parte de la UE. Sobre estas irracionalidades véase mi artículo (Naredo, 2003b, pp. 17-33) publicado en el *dossier*: “El agua un despilfarro interesado” del nº 57 de la revista *Archipiélago*, así como mi carta a la Comisaria de Medio Ambiente de la UE (Naredo, 2003c).

¹⁹ Como se analiza en el *dossier* con ese mismo título al que se hace referencia en la nota anterior.

el nivel en que se encuentra hasta otro expresamente delimitado, que se traducirá en un aumento medible de la potencia asociada a la unidad o masa de agua considerada²⁰. En este caso la mejora propuesta puede conseguirse mediante operaciones de conservación y mejora practicadas en el sistema del recurso o mediante intervenciones en el sistema de usos que reduzcan la incidencia de aquellos usos que resulten más consuntivos y/o contaminantes. En el primer caso las operaciones, por ejemplo, de tratamientos o bombeos, tendrán un coste físico y monetario. En el segundo caso podrán tener un coste con reflejo físico y monetario o solo monetario, por ejemplo, si se trata meramente de desincentivar usos mediante subvenciones orientadas a reducirlos o a “rescatar” derechos acordados a los usuarios: evidentemente estas subvenciones vienen a sufragar, en mayor o menor medida, los costes de oportunidad o “lucro cesante” en los que incurren los usuarios o concesionarios por el no uso del agua, que se derivan de gestionarla en régimen de escasez. A la luz de lo anterior, definiremos el **coste de reposición parcial del recurso** como la combinación de ambos tipos de actuaciones que arroje menor coste (físico y monetario) para conseguir el resultado propuesto²¹. Evidentemente, sería una aberración económica y ecológica tratar de mejorar la cantidad o calidad de la unidad o masa de agua o de abastecer nuevos usos, recurriendo a operaciones de extracción y trasvase de recursos foráneos con costes (físicos y monetarios) superiores a los que costaría lograrlo mediante combinaciones de medidas que aúnen la restauración y/o mejor gestión de los recursos locales²².

Conviene aclarar las diferencias de metodología que se observan entre el cálculo del coste de restauración o reposición “*integral*” del agua como recurso y el coste de reposición “*parcial*”. El primero —al considerar homogénea la calidad del agua marina— solo requiere desalación y bombeo, por lo que es más sencillo de calcular. Esta consideración presupone que la contaminación por microelementos o elementos pesados se acaba diluyendo en el inmenso stock de agua marina, a la vez que la salinidad del agua del mar “esteriliza” los efectos nocivos de la contaminación orgánica (matando coliformes y bacterias fuente de enfermedades)²³, identificando con la desalación el tratamiento potabilizador del agua del mar. Sin embargo, la metodología que presentamos es más compleja porque abarca el coste de reposición con todos sus componentes permitiendo así calcular el coste de reposición *parcial* del deterioro asociado a todos los usos (con la mejor tecnología disponible), antes de que el agua vaya al mar y de que éste “trate” los microelementos y los coliformes mediante procedimientos de dilución-salación y que el sol remate el proceso en las fases de evaporación, elevación y precipitación. Depurar o paliar las graves incidencias que

²⁰ El nivel de calidad de la unidad o masa de agua considerada puede definirse legalmente o por consenso social. Como se apunta más adelante, el **coste de reposición parcial** que acarrea el logro de cierto estándar de calidad ambiental debe relacionarse con las medidas “básicas” a las que se refiere el Artículo 11 de la DMA para lograr el “buen estado ecológico”.

²¹ Una de las más importantes recomendaciones en la que insiste de la Guía *WATECO*, UE (2002), es la que invita a razonar sobre la búsqueda de *combinaciones* de medidas de menor coste y no solo de proyectos.

²² Esta aberración cobra vida, por ejemplo, en el “Proyecto de abastecimiento de agua potable a las poblaciones (y al Parque de las Tablas de Daimiel) de la llanura manchega desde el acueducto Tajo-Segura” (Véase Gascó, López Sanz y Naredo (2004)).

²³ Además, como ya se ha indicado, la energía solar contribuye a depurar y bombear el agua reintroduciéndola por precipitación a mayor cota y ya exenta de sales y de contaminación química y orgánica (evidentemente hoy habría que matizar este extremo al incidir la contaminación atmosférica sobre la calidad de las aguas pluviales originando, por ejemplo, el fenómeno de las lluvias ácidas).

puede tener la contaminación orgánica²⁴ o por metales puede llegar a ser más costoso que la desalación del agua del mar por ósmosis inversa, al ser los microelementos contaminantes muy difíciles de retirar mediante este procedimiento, teniendo que recurrir a otros, en ocasiones, más onerosos (con aplicación de elementos activos que los “secuestren”, nanofiltración,... hasta llegar al procedimiento más costoso de evaporación-destilación antes mencionado).

- Coste de obtención del recurso: Costes de generación y de reasignación

Definiremos también el *coste de obtención del recurso*, como el menor de los dos costes que a continuación se indican o como la menor combinación de ambos, requeridos para obtener una determinada cantidad (y calidad) de agua en un punto del territorio: el *coste de generación del recurso* (desde el sistema del recurso) y el *coste de reasignación del recurso* (desde el sistema de usos).

Definimos el *coste de generación del recurso* en un punto del territorio como el coste (energético y monetario) de poner en ese punto una determinada cantidad (y calidad) de agua con la mejor tecnología disponible y haciendo un uso eficiente de las dotaciones renovables de agua accesible en ese territorio²⁵. Este coste correspondería a la opción más barata de abastecer agua captándola, impulsándola, tratándola y transportándola hasta ponerla en ese punto del territorio con la cantidad y calidad que se precisen. Este coste ya no puede ser ajeno a la escasez física de las fuentes disponibles en el territorio: por eso para determinarlo hay que precisar la cantidad y calidad de agua deseada, habida cuenta la limitación de esas fuentes (en cantidad y calidad) y plantea, además, costes de oportunidad respecto al posible uso alternativo de esas fuentes, por el que compiten otros puntos del territorio. Por ejemplo, el uso agrario del agua en la fuente, al evaporar una buena parte de ella y concentrar las sales en el resto, limita la posibilidad de utilizarla aguas abajo. Este coste sintetizaría así los correspondientes a la combinación de fuentes y medios disponibles, tomando los de menor coste para conseguir la cantidad y calidad de agua propuesta en el punto del territorio que se determine. Cabe construir, así, el mapa del *coste* (energético y monetario) *de generación de los recursos utilizados* y otro de la *generación de nuevos recursos* para planear los usos en un territorio, atendiendo a lo que en economía se llaman costes marginales. Esto es lo que más o menos ha venido haciendo implícitamente la especie humana a lo largo de su historia, al emplazar las aglomeraciones de población en lugares con buenas dotaciones de agua y, en general, adaptando los usos al agua disponible. Sin embargo esto es lo que no ocurre en los últimos tiempos cuando —al amparo de las nuevas posibilidades de fabricación, transporte y abastecimiento de agua— se promueven, por ejemplo, grandes aglomeraciones de población y actividades muy exigentes en agua en zonas extremadamente áridas, sin reparar en los costes que conlleva su abastecimiento. Y esto es lo que trata de controlar la DMA, cuando habla de tener en cuenta el *coste del recurso* y el *coste ambiental* que ocasiona su uso, a fin de

²⁴ Los efectos nocivos de la contaminación orgánica suelen paliarse a base de clorar el agua matando, así, coliformes y bacterias; aunque este proceder dañe también la calidad y el sabor del agua, ello es un mal menor al salvar a los usuarios de posibles enfermedades.

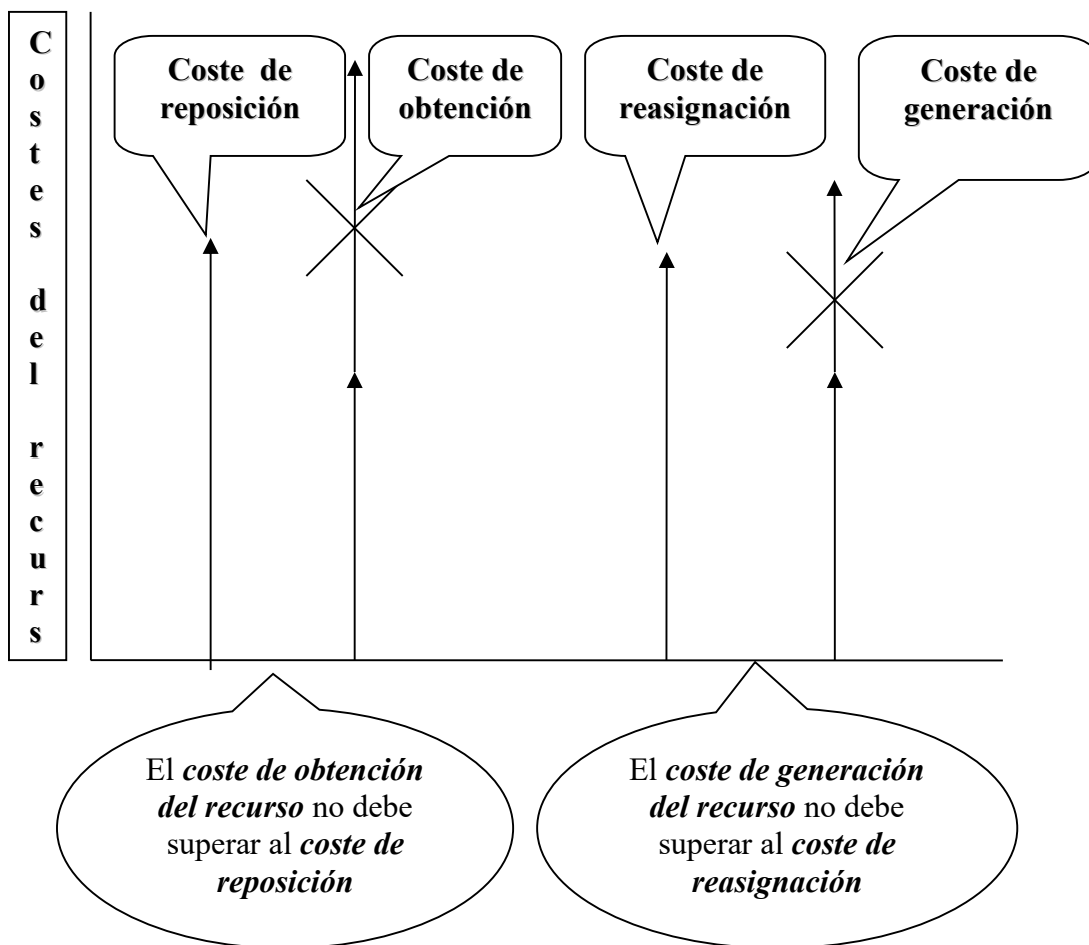
²⁵ Como ya comentamos en la nota nº 15, los criterios y las fórmulas a aplicar en cada caso para seleccionar las *mejores tecnologías disponibles* deberán de ser precisados por consenso en la puesta a punto de la metodología y plasmados en manuales operativos que aseguren la homogeneidad de los datos obtenidos.

poner de nuevo la cordura económica en la gestión del agua y el territorio contando con el nuevo marco tecnológico.

Pero, como ya hemos anticipado, también se puede poner en un punto del territorio agua de calidad derivada del mismo sistema de usos a través de políticas de gestión de la demanda que impulsen el ahorro, la mejora de la eficiencia, el reciclaje y los usos sucesivos o compartidos del agua, así como desviando agua desde los usos menos eficientes hacia otros más eficientes y valorados: el agua obtenida por estas vías tiene también un coste que definimos como *coste de reasignación del recurso*. Este coste tiene dos componentes. Un componente (energético y monetario) ligado tanto a las operaciones orientadas a lograr agua mediante el ahorro o la mejora de la eficiencia (por ejemplo, la mejora de las redes para reducir pérdidas), como a las propias operaciones de abastecimiento del agua obtenida para llevarla a los puntos de destino en las condiciones de cantidad y calidad requeridas (operaciones de captación, impulsión, transporte o tratamiento). Y otro componente exclusivamente monetario destinado a retribuir a los concesionarios de agua por la cesión total o parcial de sus derechos a favor de otros usuarios (unida o no a operaciones de ahorro o mejora de la eficiencia en el uso del agua). En este último componente juegan de lleno los costes de oportunidad y la disposición a pagar y a cobrar por el agua de los distintos usuarios y concesionarios que pueden dar lugar a transacciones mercantiles generalizadas articuladas en forma de “bancos” o de “mercados de agua”, atendiendo a las orientaciones del marco institucional y normativo. Los precios del agua que afloran en estas transacciones dependerán de ese marco institucional. En la medida en la que éste favorezca la plena repercusión sobre los precios de los costes de las operaciones de ahorro y abastecimiento incluidas en el primer componente antes mencionado, así como la amplitud y transparencia de dichas transacciones, los precios informarán solventemente del *coste de reasignación del recurso*. Si existe esta transparencia cabe suponer también que los usos más valorados quedarán satisfechos y que los costes de oportunidad no llegarán a superar la disposición a pagar de estos usos, salvo excepciones en las que, por razones sociales,... o ecológicas, se quieran asegurar ciertos abastecimientos a bajo precio. Así mismo, cabe suponer que no se pondrán en marcha operaciones de generación de nuevos recursos cuyo coste sea superior al coste de reasignación de los recursos ya existentes. Es decir, que una gestión económicamente razonable sugiere que el *coste de generación de nuevos recursos* no debería superar al *coste de reasignación del recurso* (como sintetiza el esquema adjunto). Como tampoco que el *coste de generación de nuevos recursos* llegue a superar al *coste de reposición (integral o parcial) del recurso* localmente disponible. La tradicional política de promoción de obras hidráulicas ha violado ambos principios de buena gestión en numerosas ocasiones²⁶.

REGLAS DE UNA GESTIÓN DEL AGUA ECONÓMICAMENTE RAZONABLE

²⁶ Reiteremos que ello ha ocurrido con los proyectos de trasvase recientemente aprobados “de agua potable a las poblaciones (y al Parque de las Tablas de Daimiel) de la llanura manchega desde el acueducto Tajo-Segura”,... o “Júcar-Vinalopó” y con el finalmente desestimado “trasvase del Ebro”.



Por desgracia, la rigidez del régimen de concesiones finalistas de agua existente en España ha traído la opacidad, e incluso clandestinidad, de las mayoría de las transacciones de agua, unida a la discrecionalidad de algunas operaciones singulares promovidas desde la Administración. El hecho de que no existan en España precios del agua fruto de transacciones institucionalizadas de forma amplia y transparente en forma de “bancos” o “mercados de agua” acarrea la desinformación sobre el *coste local de reasignación del recurso* y hace que se promuevan y subvencionen impunemente desde la administración megaproyectos hidráulicos con *costes de generación de nuevos recursos* previsiblemente muy superiores a los de *reasignación local del recurso*.

La simple información de los muy escasos ingresos por metro cúbico que genera buena parte del agua destinada al regadío, evidencia las amplísimas posibilidades que ofrece la *reasignación local del recurso* en España, con costes que se revelan bastante moderados. Se ha estimado que el regadío absorbe el 80 % de los usos consuntivos del agua y que el 42 % del agua aplicada al regadío en 2001 se destinó a cultivos con márgenes netos inferiores a 0,20 €/m³ y el 24 % a cultivos con márgenes netos comprendidos entre 0,20 y 0,40 €/m³ (MMA (2006) *Análisis Económico de los Usos del Agua*, p. 147. Este informe ha sido ampliado y actualizado: véase MMA (2007) que reproduce la información antes indicada). Es más, el citado informe muestra que el 32% del agua se aplica al cultivo de cereales con un margen neto de 0,06 €/m³ como

promedio²⁷, y ello pese a que en la muestra utilizada estaban poco representadas las cuencas del Ebro y del Duero, que se cuentan con gran presencia de estos cultivos. Con lo cual, extrapolando estos datos al conjunto del agua aplicada al regadío, puede imaginarse que existe un enorme embalse con cerca de 9 km³ de agua anuales que —al obtener márgenes netos medios de 0,06 €/m³— podrían reasignarse en parte hacia usos mucho más valorados y minoritarios²⁸ con un *coste de reasignación local del recurso* previsiblemente inferior a 0,25 €/m³. E incluso en las zonas supuestamente más necesitadas y receptoras del fallido trasvase del Ebro, como es la cuenca del Segura, la fuente antes indicada cifra para esta cuenca en 565 Hm³ el agua destinada a cultivos con márgenes netos inferiores a 0,4 €/m³, lo que desautoriza —desde el punto de vista de la gestión del agua²⁹— el interés de promover en ellas proyectos de *generación de nuevos recursos* con costes directos mucho más elevados (a los que se añadirían los costes de oportunidad ocasionados al detraer el agua de la cuenca cedente).

La evidencia de continuas violaciones de los principios de buena gestión antes mencionados hace presumir que, en la práctica, los *costes efectivos de obtención* del agua se sitúen normalmente bien por encima de los *costes de obtención* teóricos, anteriormente definidos como resultado de aplicar tales principios y de recurrir, además en todo momento, a las mejores combinaciones de medidas y tecnologías disponibles. Resulta también evidente que, de acuerdo con las orientaciones de la DMA, deberían de ser los *costes efectivos de obtención* del agua, y no los teóricos, los que habría que repercutir sobre los usuarios.

-El coste ambiental de los usos y las masas del agua

Ya hemos comentado que las intervenciones humanas aceleran el proceso de deterioro natural de la calidad del agua que se observa a lo largo del ciclo hidrológico terrestre, al utilizarla en usos y aprovechamientos diversos que recortan su cantidad y calidad y estos recortes se traducen en una pérdida de potencia asociada al agua disponible. El enfoque termodinámico expuesto permite sintetizar estas pérdidas de cantidad y calidad directamente asociadas a los usos como pérdidas de potencia perfectamente cuantificables en unidades de energía o en dinero, al igual que los costes de reposición o restauración de esas pérdidas (que, como hemos dicho, pueden corregirse depurando, desalando y bombeando el agua hasta restablecer la situación de partida).

A la luz de lo anterior podemos definir el *coste ambiental del agua* como el *coste de reposición* de las pérdidas de cantidad y calidad del agua directamente asociadas a los usos. El *coste ambiental del agua* sería así un determinado *coste de reposición parcial* aplicado a la consecución de un objetivo de calidad. La cuantificación de dicho coste exige precisar su ámbito de aplicación en lo que concierne al agua y a los listones de calidad ambiental a lograr. En lo relativo al agua, cabe distinguir entre el *coste ambiental de reposición del deterioro del agua asociado a un determinado uso o*

²⁷ Estos cultivos se mantienen, entre otras cosas, porque reciben subvenciones superiores al margen neto obtenido por la venta de la cosecha (según el citado informe, reciben una subvención media de 0,07 €/m³). De ahí que la política de subvenciones no es ajena a tal estado de cosas.

²⁸ El agua destinada a abastecimiento urbano se estimó, para 2001, en el documento citado en 3,5 km³.

²⁹ Aunque no desde el punto de vista de los interesados en facturar obras faraónicas subvencionadas.

*conjunto de usos*³⁰, y el *coste ambiental de reposición del deterioro de una determinada masa o unidad de agua* sobre la que inciden los usos. En el primer caso el agua considerada viene definida por su asociación a uno o varios usos. En el segundo hay que definir la masa o unidad de agua a considerar (p.e., una cuenca, un tramo de río, un acuífero,...) en términos de flujos y stocks de cantidad y calidad de agua. Tras definir el agua de referencia hay que precisar también, en ambos casos, el listón de calidad ambiental que se toma como objetivo de dicha reposición, que puede oscilar entre los niveles máximos y mínimos definidos anteriormente.

Definiremos, pues, el *coste ambiental de un uso del agua* como el coste (físico y monetario) de reposición (con la mejor tecnología disponible) de las pérdidas de cantidad (por evaporación) y calidad (por contaminación o pérdida de cota) del agua directamente asociadas a dicho uso, hasta el nivel convenido. El *coste ambiental de los usos del agua* puede calcularse en términos físicos³¹ y monetarios, para un determinado usuario o grupo de ellos o, a niveles más agregados, para los usuarios de una cuenca o de un determinado territorio. Los Cuadros 2 y 3 del Anexo estadístico ofrecen una estimación de las pérdidas de potencia asociadas a los usos del agua para España y las Cuencas Internas de Cataluña, así como sus correspondientes costes teóricos de reposición o *costes ambientales de los usos del agua* necesarios para restablecer la situación de partida.

Cabe definir también el *coste ambiental de una unidad o masa agua* como el *coste de reposición parcial* exigido para alcanzar un objetivo de calidad del agua propuesto para la misma partiendo del estado de deterioro generado por las actividades actuales. Este objetivo puede oscilar desde un hipotético “estado natural” a precisar, hasta el que se defina como el “buen estado ecológico” mencionado en la DMA. Una vez concretado el objetivo puede calcularse (en términos físicos y monetarios) el *coste de reposición* con la mejor tecnología disponible, siguiendo la metodología propuesta en Valero, A. et al. (2006) y presentada en este seminario. Pero también dicho objetivo podría lograrse mediante normativas o instrumentos socioeconómicos que eviten o desincentiven los usos más consuntivos y/o contaminantes que inciden sobre la masa de agua en cuestión. Pues no en vano hemos definido en el apartado anterior el *coste de reposición parcial del recurso* “como la combinación de ambos tipos de actuaciones que arroje menor coste (físico y monetario) para conseguir el resultado propuesto”.

El objetivo de calidad ambiental a consensuar y a asumir políticamente debe responder con el "buen estado ecológico" de la DMA. A la vez que la aplicación de las medidas “básicas”, a las que se refiere el Artículo 11 de la DMA, orientadas a alcanzar el “buen estado ecológico” de una masa de agua originaría un *coste ambiental efectivo* de esa masa de agua, que difícilmente coincidiría con su *coste ambiental directo* para el mismo objetivo de calidad acordado. Pues este último es un coste teórico de reposición referido a la combinación de medidas que arroje el menor coste físico y monetario, mientras que el *coste ambiental efectivo* es el que resulta de las anotaciones contables que dan cuenta

³⁰ Anticipemos que estos costes teóricos de reponer completamente el deterioro del agua asociado a los usos, superan ampliamente las exigencias de calidad de la normativa y, como luego se comentará, no tiene sentido repercutirlos íntegramente sobre los usuarios, sino utilizarlos como indicadores claros y objetivos a la hora de guiar las políticas y de asignar la repercusión de los *costes ambientales efectivos*.

³¹ Con la metodología elaborada propuesta en Antonio Valero et al. (2006) y presentada en el presente seminario.

de los gastos de las medidas aplicadas, por lo que rara vez coincidirán, aunque sea de utilidad cotejarlos para evaluar las medidas aplicadas en términos de coste-eficacia³².

Insistimos en que no hay que confundir el *coste ambiental del agua* con el *coste ambiental efectivo (del agua)* porque, además, uno y otro deben de cumplir funciones diferentes. El *coste ambiental efectivo* es el que debe de repercutirse —como recomienda la DMA— sobre los usuarios, mientras que la función del *coste ambiental del agua* es la de informar sobre la formación desglosada de los costes ambientales por masas de agua y usuarios, ofreciendo un indicador claro y objetivo para repercutir los costes ambientales sobre los usuarios atendiendo al principio de *quien deteriora paga*, tal y como recomienda la DMA.

-El coste ambiental de los ecosistemas asociados al agua

Hemos aclarado lo referente al cálculo del *coste ambiental (directo) del agua* como *elemento* o como *recurso*, pero queda el que denominaremos *coste ambiental (indirecto) de los ecosistemas* y paisajes relacionados con el agua que alcanza dos aspectos diferentes:

1. El *coste ambiental de los ecosistemas interno* a la cuenca, a la masa de agua o al territorio considerado, relacionado con el coste de conservación o de recuperación de sus *sistemas* biológicos hasta los niveles de calidad ambiental que se definan, a sus distintos niveles de agregación (organismos, ecosistemas y paisajes vinculados al agua). También aquí podemos definir el *coste ambiental de los ecosistemas* —en analogía con lo comentado para el *coste ambiental del agua*— como el originado por el mantenimiento o la restauración de los organismos, ecosistemas y paisajes asociados al agua a los niveles de calidad exigidos por la normativa, a relacionar con el coste de las medidas “básicas” del Artículo 11 de la DMA ya mencionado. Y cabe relacionar también los costes ambientales que exceden de los costes legalmente exigidos, con las medidas “complementarias” definidas en el artículo 11 y enumeradas en la parte B del Anexo VI de la DMA. Al no disponer en este caso de una formulación teórica general de cálculo de este coste no cabe más que identificarlo con el *coste ambiental efectivo* (de conservación o de restauración) *de los ecosistemas*. Y al carecer en este caso de un indicador objetivo que oriente el modo de asignar su repercusión sobre los usuarios, se sugiere utilizar para ello el *coste ambiental directo del agua*, ya que el deterioro de ésta es la que motiva el deterioro de los ecosistemas asociados a ella.

2. El *coste ambiental de los ecosistemas externo* a dicha cuenca, masa de agua o territorio, relacionado con los costes de restauración de la “huella” de deterioro ecológico ocasionada en otros territorios derivada de las operaciones ligadas al agua en esa cuenca.

Ya hemos advertido que el coste ambiental *del agua* y *de los ecosistemas* están relacionados, si limitamos el razonamiento al *coste ambiental del agua interno* a la cuenca, puesto que la cantidad y calidad de agua disponible condiciona la salud de los

³² Evidentemente, el *coste ambiental efectivo* dependerá de los criterios de imputación contable de los gastos de las medidas (por ejemplo, de hasta qué punto se imputan gastos generales o indirectos, difícilmente desglosables por usuarios y masas de agua, de las entidades que intervienen en el diseño y aplicación de las medidas u operaciones ambientales).

organismos, ecosistemas y paisajes ligados a ella (la disposición del agua requerida es condición necesaria, pero no suficiente, para la buena salud de éstos, cuya existencia también interacciona con la propia naturaleza del agua disponible³³). Como consecuencia de ello, una parte fundamental del *coste ambiental de los ecosistemas interno*, es decir, de la conservación de los sistemas biológicos asociados al agua en una cuenca o masa de agua, no aflora en forma de costes físicos y monetarios de operaciones restauradoras, sino en forma de costes de oportunidad derivados de las limitaciones que se han de imponer a los usos del agua y el territorio en esa cuenca (para lograr, por ejemplo, unos mínimos de caudal y calidad a preservar) para mantener la calidad de sus ecosistemas y paisajes a un cierto nivel. Y si esa exigencia de calidad se propone como un objetivo irrenunciable, entonces no tiene mucho sentido preocuparse de los costes de oportunidad en los que incurre y, menos aún, de cargarlos sobre los usuarios. Por ejemplo, sería absurdo cargar sobre los usuarios los costes de oportunidad de las concesiones de caudales no concedidas con ánimo de preservar un determinado caudal mínimo. Quizá tenga más sentido cuantificar las exigencias de caudales y calidades mínimas en forma de potencia mínima asociada al agua a preservar en los cauces, potencia mínima que tendría unos costes de reposición también cuantificables, a relacionar con el *coste de reposición parcial del recurso*. Pero el *coste ambiental de los ecosistemas externo* a esa cuenca no tiene por qué asociarse directamente con su calidad ambiental, ya que se puede mejorar la disponibilidad de agua de calidad de una cuenca y la salud de los *sistemas* de vida a ella vinculados, a costa de traer energía, materiales e incluso agua, de otros territorios, con el consiguiente deterioro ocasionado en ellos.

Valga lo anterior para subrayar la complejidad y las dificultades que entraña la cuantificación del *coste ambiental (indirecto) de los ecosistemas*, que queda fuera de la presente propuesta. También hay que advertir que, a la hora de señalar los límites de los sistemas a considerar para calcular este coste, resulta difícil aislarlo de lo que sería el coste de una política general de conservación (o de reposición) de los organismos, ecosistemas y paisajes del conjunto del territorio a definir y a consensuar con sus habitantes, ya que todos ellos están relacionados con el agua, como pasamos a comentar seguidamente.

Como conclusión de lo anterior hemos de subrayar que el *coste ambiental* tiene dos componentes de naturaleza bien diferente: el *coste ambiental (directo) del agua* y el *coste ambiental (indirecto) de los ecosistemas* vinculados al agua. La metodología de cálculo propuesta del *coste ambiental del agua* puede aplicarse de modo homogéneo en cualquier tiempo y lugar y permite obtener resultados cuantitativos estrictos homogéneos y comparables (expresados en unidades de energía y —tras multiplicar por el precio de ésta— en unidades monetarias). Sin embargo, el cálculo del *coste ambiental de los ecosistemas* no puede encuadrarse en moldes cuantitativos tan estrictos. En primer lugar, la dimensión energética del coste es aquí menos significativa y no puede sintetizar tan certeramente en términos físicos el conjunto de deterioros ocasionados, ni el de operaciones y procesos que configuran dicho coste. La expresión monetaria del coste *efectivo* de las medidas de conservación y/o restauración de los ecosistemas vinculados al agua, aparece en este caso como única síntesis significativa a recabar contablemente, cuya naturaleza escapa ya a las estrictas exigencias de la ciencia

³³ Por ejemplo, la disponibilidad de agua condiciona la existencia de una turbera, que a su vez ejerce la función de filtro verde que contribuye a mantener estable la calidad del agua de la cuenca frenando, entre otras cosas, su aumento de salinidad en periodo estival.

cuantitativa. Lo que refuerza la necesidad de afinar y consensuar metodologías de registro y de cálculo para reducir también, en la medida de lo posible, los márgenes de arbitrariedad e incertidumbre de la información numérica resultante.

- *Agua, territorio y medioambiente*

Por otra parte, como el agua se difunde por todo el territorio, presentándose libre o ligada al suelo, a la vegetación y a todos los organismos que forman parte de la biosfera, resulta difícil pensar en la conservación del agua y de los sistemas de vida ligados ella sin pensar en el territorio y en ese “medioambiente” por definición indefinido del que se supone forman parte. El doble reduccionismo hidráulico y monetario antes mencionado alimenta enfoques sectoriales parcelarios que ocultan la interacción del agua con el medio físico (territorial o ambiental). No solo promueven visiones cuantitativas simplistas del elemento agua, sino que normalmente limitan estas visiones a la fracción del agua que se embalsa, manipula y factura directamente y no al conjunto del agua asociada al territorio, lo cual recorta seriamente la comprensión de los fenómenos en curso relacionados con el agua.

Una muestra de ello es que los análisis de los usos del agua que se están practicando al hilo de las exigencias de la DMA³⁴, ignoran que la vegetación no irrigada es la principal consumidora de agua e incluso que, dentro de esta, los quince millones de hectáreas de cultivos de secano gastan más agua que los tres y pico de regadíos, pese al enorme desarrollo que estos últimos han observado en nuestro país. En efecto, según se estimaba en CAE 94 —ver Cuadro 1 adjunto— el total de los cultivos de secano evaporaban en un año hidrológico medio 42 km³ de agua, es decir más del doble de la evaporada por los cultivos de regadío. La mecanización de las labores agrícolas —orientadas en la España mediterránea a evitar la escorrentía a base de hacer nivelaciones, aterrazamientos y labrantíos profundos para mullir los suelos en el momento de recibir las lluvias a fin de aumentar su *reserva de agua*— y la extensión de repoblaciones forestales muy consumidoras de agua, han contribuido tanto o más que el aumento de los regadíos a la reducción de las aportaciones de las cuencas al mar y a Portugal que se viene registrando (analizada en CAE 94 con una monografía específica). Precisamente la tendencia a la reducción de la cantidad y calidad de los caudales aportados por las cuencas es el indicador sintético más potente del deterioro ambiental ocasionado por la mayor intensidad de los usos, medible —según la metodología antes aportada— a través de la mayor pérdida de potencia asociada a todos los usos. La reposición de esta pérdida entrañaría un mayor *coste ambiental del agua* asociado a los usos (cuantificable en términos energéticos y monetarios siguiendo la metodología propuesta). Habida cuenta que los mencionados análisis de los usos pretenden servir de base a los Planes de Gestión de las Cuencas previstos en la DMA, hemos de subrayar que no cabe planificar solventemente el futuro de los sistemas hídricos con información y modelos que ignoran la elemental interacción agua-suelo-vegetación, evidentemente ligada a los cambios de usos o aprovechamientos operados en el territorio. Cabe advertir también sobre los fiascos de previsión a los que puede llevar el dimensionamiento de proyectos a partir de los caudales medios calculados

³⁴ Véase, por ejemplo, MMA (2006 y 2007) *Análisis Económico de los Usos del Agua* y ACA (2006) *Análisis económico del uso del agua en Cataluña para la implementación de la directiva marco del agua (2000/60/ce)*.

sobre series históricas en declive, es decir, cuando se observa una fuerte tendencia a la pérdida de caudales en cantidad y calidad³⁵.

Afortunadamente la metodología acordada internacionalmente en el marco de las Naciones Unidas (IEEWAR, 2006³⁶), llamada a orientar el desarrollo futuro de las cuentas del agua, adopta un enfoque integrado agua-territorio, con cuentas que registran el agua asociada a la reserva del suelo y a la vegetación, al igual que se hizo en las CAE 94. También los trabajos actualmente en boga sobre el *agua virtual* y el *agua verde* (asociada al suelo y a las biomásas) tratan hoy de subrayar estas dimensiones del agua que soslayaban los enfoques sectoriales y parcelarios habituales³⁷. De acuerdo con los enfoques que integran agua-territorio, el agua ha de considerarse, no solo como un mero elemento o **recurso** aislado, sino como un **activo eco-social**. Para ello se ha de ensalzar su dimensión patrimonial ligada a un territorio, con sus ecosistemas, paisajes e infraestructuras. Y las disponibilidades de agua han de considerarse, no solo como un factor **limitante**³⁸, sino también como una información **sugere**nte para construir un entramado de usos, sistemas y paisajes de interés a la vez económico, ecológico y estético, acordes con sus disponibilidades. Por ejemplo, la limitación estival de agua propia del clima mediterráneo ha generado especies vegetales como la encina o el algarrobo y sistemas agrarios y paisajes humanizados tan interesantes como el de la dehesa u otros específicos del clima mediterráneo. También huertas históricas, como las de Aranjuez y Valencia —hoy en franco deterioro— constituyen un buen ejemplo de realizaciones en las que la explotación económica del entorno se revela compatible con la diversidad biológica y con la calidad de un paisaje humanizado que han venido ejemplificando tantos logros de la arquitectura vernácula y de la agricultura tradicional hoy tan valorados y visitados, como adaptados a la orografía, la litología o los condicionantes climáticos. Valga lo anterior para advertir que la evolución de un territorio se asocia inevitablemente a la de sus sistemas hídricos y que la política territorial debería de estar estrechamente vinculada a la política hídrica. Ambas, contando con la información y modelización solvente de los (eco)sistemas más o menos intervenidos en funcionamiento, que pueda servir de base a una participación social informada, constituyen el núcleo principal de una política ambiental razonable. El problema estriba en que esta política no puede ser única o universal, dadas las marcadas diferencias edafoclimáticas y otras que hacen que lo que puede ser una gestión razonable del agua en un territorio resulte un despropósito en otro³⁹. Si bien en lo que concierne al elemento agua pueden establecerse patrones generales de calidad y de costes de reposición, no ocurre lo mismo en lo relativo a los sistemas biológicos o

³⁵ Este ha sido el caso de los proyectos de los trasvases del Ebro (Naredo, 2003b) y del Júcar-Vinalopó (Estevan, 2004), que se apoyaron en previsiones a todas luces sobredimensionadas de las aportaciones de agua (en cantidad y calidad) de las cuencas cedentes. Sobre la tendencia a la caída de las aportaciones de las cuencas (en cantidad y calidad) que las sitúan la mayoría de los años por debajo de las medias históricas utilizadas tradicionalmente para dimensionar los proyectos en la planificación, véase Naredo y Estevan, 2006.

³⁶ United Nations Statistics Division (2006) *Integrated Environmental and Economic Accounting for Water Resources* (borrador en avanzado estado de discusión).

³⁷ Véase una exposición de estos nuevos enfoques en Llamas, R. (2005) *Los colores del agua, el agua virtual y los conflictos hídricos*, discursos de inaugural del año académico 2005-2006, leído en la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales el 2 de noviembre de 2005.

³⁸ Como se acostumbra a hacer desde el reduccionismo técnico-económico parcelario que venimos criticando.

³⁹ La DMA ha sido sensible a esta cuestión, al establecer la necesidad de especificar los aspectos diferenciales de los distintos territorios objeto de la gestión y de la necesidad de utilizar parámetros e indicadores específicos de cada uno de ellos.

ecosistemas, en general, o a los sistemas agrarios, en particular. Por ejemplo, en territorios generalmente encharcados —abundantes en la Europa de clima húmedo— las operaciones de drenaje o “saneamiento” han podido presentarse como beneficiosas socialmente⁴⁰, mientras que sería socialmente indeseable desecar los raros oasis existentes en un desierto. Un cultivo muy exigente en agua, como el maíz —en el que un kilo de grano requiere una tonelada de agua— puede ser apropiado en un territorio de clima húmedo donde el agua no es un factor limitante, e incluso necesita ser drenada, pero no en zonas de clima mediterráneo, que cuentan con cultivos mucho más adaptados a sus disponibilidades de agua⁴¹. Por lo tanto, no cabe evaluar el manejo del agua con los mismos patrones en todos los territorios⁴², ni la eficiencia y rentabilidad del agua utilizada en cultivos y aprovechamientos, cuando su diferente naturaleza climática requiere usos, ecosistemas y paisajes adaptados bien diferentes, con exigencias y costes de conservación también diferentes. Como hemos apuntado, la DMA intenta superar esta dificultad utilizando el concepto de “masas de agua⁴³ de referencia”, que por definición corresponden a estados ecológicos locales, no universales, aunque normalmente tienen cierta proyección regional. El proceso de implementación dirá hasta qué punto resulta manejable en la práctica la numerosísima casuística de estados ecológicos y de medidas correctoras que se desprenden de esta metodología, que por otra parte no parece tener alternativas más eficaces.

-El coste de los servicios asociados al agua

Cabe definir el ***coste de los servicios*** asociados al agua, como el coste monetario en el que incurren los diferentes operadores que intervienen en la prestación de servicios relacionados con el ciclo del agua. Evidentemente el contenido de este coste dependerá de la definición de los servicios del agua considerados y de los criterios de imputación de los costes de las entidades implicadas. La DMA precisa los servicios a considerar, que abarcan, no solo los referidos a captación, regulación, extracción, impulsión, transporte, tratamientos potabilizadores y abastecimiento, sino también los de recogida y depuración de las aguas residuales. Existen, además, otra serie de costes asociados a tareas de información, planificación y control de la gestión hídrica en general⁴⁴, que no cabe atribuir al abanico de actividades específicas antes indicadas. Estas actividades se realizan normalmente por las Administraciones públicas con competencias sobre el agua, que tienen un peso importante en nuestro país. Habría que precisar también si se han de incluir todos estos costes de las Administraciones públicas que tienen relación con el agua: por ejemplo, ¿se han de incluir todos los gastos la Dirección General de Aguas? ¿Se ha de incluir también la parte correspondiente a esa Dirección de los gastos generales de gestión y dirección del propio Ministerio de Medio Ambiente en el que

⁴⁰ No en vano la secular política de drenaje desarrollada en el norte de Italia se conoce como la “bonifica” (Cazzola (1999), pp. 41-62).

⁴¹ Como son, en primer lugar, los cereales de invierno —el trigo para la alimentación humana y la cebada para el ganado— cuyas cosechas se recogen antes de que los suelos acusen el *stress* hídrico del verano y, en segundo lugar, los cultivos leñosos o árboles capaces de resistir ese *stress*, como el olivar, la encina, ... o el algarrobo.

⁴² Como ya habíamos señalado: Maestu, J., Gascó, J.M., Naredo, J.M. y Aguilera, F. (2001).

⁴³ La traducción de “*water bodies*” por “*masas de agua*”, en vez de por “*cuerpos*”, “*conjuntos*”,...o “*unidades*” de agua, desvirtúa en alguna medida el propósito originario de la DMA de subrayar el carácter diferencial de esos “*water bodies*”, ligado a sus distintas litologías, climas,...y ecosistemas.

⁴⁴ Por ejemplo, el coste de mantenimiento y toma de datos de la red de aforos y pluviómetros, o la elaboración de los planes de gestión de cuenca.

dicha Dirección se encuadra? Lo mismo ocurre con la naturaleza de las funciones públicas de interés general que tradicionalmente se han atribuido a las obras hidráulicas relacionadas con la regulación, el saneamiento o el encauzamiento de las cuencas imputando, por ejemplo, una parte importante del coste de los embalses a la “laminación de avenidas”. Es evidente que el *coste de los servicios* puede variar notablemente según cuales sean los criterios de cálculo aplicados y, muy especialmente, los criterios de imputación de los gastos de las Administraciones hidráulicas vinculados con estas tareas cuyo interés se supone que va más allá del de los concesionarios y usuarios concretos de agua⁴⁵. Habida cuenta que el cálculo de los costes va unido al objetivo enunciado por la DMA de su “recuperación” con cargo a lo recaudado de los usuarios, habría que distinguir bien los costes directamente atribuibles a sus beneficiarios, de aquellos que no lo son y discutir con claridad qué tratamiento contable cabe dar a estos últimos, para llegar a recomendaciones precisas y consensuadas. La clarificación de todos estos temas debería abordarse mediante la elaboración consensuada de dos manuales operativos: uno que unifique las prácticas contables de las entidades ligadas al agua⁴⁶ y otro que precise la metodología a seguir en el cálculo agregado de los costes y que permita su transposición en términos de Contabilidad Nacional, a fin de asegurar su comparabilidad con los otros agregados contables⁴⁷.

⁴⁵ “Existen costes de estos servicios generales que no son repercutidos sobre los usuarios por motivos de índole *legal*... Un efecto a considerar sobre la recuperación de los costes sería la repercusión de las cuantías en concepto de amortización y por servicios de *bien público* (laminación de avenidas). Las cantidades repercutidas por este concepto pueden llegar a multiplicarse por **más de dos veces** según el criterio de amortización empleado” (MIMAM (2006) *Informe integrado de recuperación de costes de los servicios del agua en España*, p. 126).

⁴⁶ La ambigüedad en el cálculo de los costes arranca de que hay entidades que operan con el agua sin tener identificados contablemente los flujos monetarios vinculados a tales operaciones, que aparecen englobados en otras partidas más amplias. Es el caso, por ejemplo, de ayuntamientos que no identifican los gastos unidos al mantenimiento de las redes, el alcantarillado, etc. que figuran en otras partidas más generales de gasto. En los ejercicios actuales de cálculo agregado de los costes estas carencias se suplen con imputaciones de gastos dejadas al libre albedrío del analista, que añaden heterogeneidad a los resultados de cada estudio. Aunque las Administraciones públicas deben de adaptar sus criterios contables al Plan General de Contabilidad Pública (1994), con sus desarrollos para Comunidades Autónomas y Ayuntamientos, estas normas no han ayudado a tipificar el tratamiento dado a las operaciones relacionadas con el agua,... como tampoco lo habían conseguido en lo relativo al cálculo del déficit financiero de esas entidades, exigiendo al Ministerio de Economía la elaboración de un nuevo manual añadiendo precisiones sobre el tema: el *Manual de Cálculo del Déficit en Contabilidad Nacional adaptado a las Autonomías y a los Ayuntamientos* (2006). Y, al igual que el Ministerio de Economía elaboró ese manual para poner orden en el cálculo de los déficits de las Administraciones, con mayor razón el MIMAM debería hacerlo en relación con la metodología contable y el cálculo de los *costes del servicio* de las entidades que operan con el agua. Sin embargo la elaboración de estos manuales no está incluida en la relación de los “Trabajos futuros a realizar” por el MIMAM, recogida en el capítulo 10 del *Informe Integrado de Recuperación de Costes de los Servicios del Agua* ya mencionado, aunque se afirma la necesidad de “profundizar en la recogida de información y mejorar la *calidad* de la misma” (p.139).

⁴⁷ Estos dos enfoques se habían ya aplicado tempranamente en las CAE 94. El correspondiente *Manual de Cuentas del Agua en España* (MCAE 96) (Gascó, Naredo y Jiliberto, 1996) precisó los criterios de cálculo aplicados para posibilitar su elaboración sobre bases homogéneas. En el subsistema de Cuentas Monetarias de las CAE 94 se incluyeron todos los gastos de las entidades públicas y privadas vinculadas al agua a través de dos enfoques diferentes: 1º) Un enfoque de cuentas nacionales que incluía en la cuenta de Producción, no solo el valor de los servicios del agua efectivamente facturados por los distintos grupos de agentes económicos, sino también el valor imputado de los “servicios no destinados a la venta” realizados por las Administraciones públicas vinculadas al agua (el cálculo del valor imputado de esos “servicios no destinados a la venta” se realizó, siguiendo la metodología de Cuentas Nacionales, por el valor de los sueldos de los funcionarios y los gastos devengados por las Administraciones). La rúbrica de gastos se incluyó también por el lado de los “empleos” de la cuenta de Producción para generar el saldo del Valor Añadido y los salarios se incluyeron después también entre los “empleos” de la Cuenta de Explotación para obtener como saldo el Excedente de Explotación. 2º) Un enfoque de contabilidad de

Mientras no se resuelvan estos temas, la variabilidad de resultados quedará a expensas de los criterios de imputación y cálculo adoptados en cada caso. Los estudios realizados así lo atestiguan. El *Informe de Recuperación de los Costes de los Servicios del Agua en la Demarcación Hidrográfica del Júcar (2004)* del MIMAM concluye que “el porcentaje de recuperación de los costes de los usos urbanos del agua se sitúa en torno al 95 % (sin incluir servicio de alcantarillado), mientras que los costes incurridos en la prestación de los usos del regadío se recuperan en un porcentaje estimado de entre un 65 % y un 99 % ... (en términos medios se ha estimado un nivel del 89 %)” (p. 119). El *Informe Integrado de Recuperación de Costes de los Servicios del Agua (2006)* del MIMAM concluye que “el nivel de recuperación de costes por la prestación del conjunto de los servicios del agua en España estaría comprendido en un horquilla del 65% - 96 %” (p. 132). Sin embargo el *Análisis económico del uso del agua en Cataluña para la implementación de la directiva marco del agua (2000/60/ce)(2005)*, de la Agencia Catalana del Agua, concluye que “el nivel de recuperación del coste financiero correspondiente a los servicios prestados por la Agencia Catalana del Agua para toda Cataluña es del 68% (se entiende por recuperación la parte del coste que es sufragada por los usuarios, es decir, las subvenciones recibidas no se consideran como recuperación). Los costes no recuperados vía ingresos tributarios se cubren a través de las subvenciones recibidas y del incremento del endeudamiento externo. El nivel de recuperación de costes en el ámbito de las cuencas internas de Cataluña es del 69%, y en las cuencas catalanas del Ebro, del 58%... [y] si añadimos al “coste financiero” el “coste ambiental [devengado] para los objetivos actuales”, el nivel actual de recuperación de costes en las cuencas internas de Cataluña baja del 68% al 50%” (pp. 5 y 11).

Sorprende que en Cataluña —que factura los precios de abastecimiento urbano mayores de España y cuenta con un alto grado de urbanización— muestre porcentajes de recuperación de costes muy bajos con relación al panorama que presentan los informes del MIMAM. Ello se debe sin duda a los distintos criterios de cálculo de los costes. El informe de la ACA parece hacer un cómputo más completo de los costes, mientras que los del MIMAM omiten o reducen algunos de estos costes, al seguir criterios derivados de una administración hidráulica tradicionalmente habituada a no considerarlos ni repercutirlos en su totalidad, sobre todo en lo referente a las obras públicas⁴⁸.

empresa en el que se registraron todos los gastos en los que incurrieron los distintos grupos de agentes económicos en actividades relacionadas con el agua (entre los que evidentemente se incluían los de las Administraciones Públicas implicadas, sin exclusión alguna) y todos los ingresos efectivamente percibidos con cargo al agua por esos grupos de agentes. En la información del gasto se distinguió, lógicamente, entre gastos de inversión y gastos corrientes y se desglosó por partidas atendiendo a la naturaleza de los gastos y por cuencas (lo que supuso distribuir los gastos de las Administraciones sobre las cuencas compartidas, ya que el agua no entiende de fronteras administrativas). Y se ofrecieron cuadros específicos para aclarar y saldar el intrincado cruce de subvenciones y transferencias que se observa entre las distintas administraciones y las empresas. El segundo de los enfoques indicados informa mejor sobre el objetivo de recuperación de costes de la DMA. Se llegó entonces a la conclusión de que el total de ingresos obtenidos con cargo al agua, a sus infraestructuras y servicios anexos (1,4 mil millones de euros en 1991) apenas llegaba a cubrir los gastos corrientes (sin incluir amortizaciones) generándose un “agujero” anual (de 2 mil millones de euros en 1991) ocasionado por los gastos de capital y transferencias, que se cubría con dotaciones de los presupuestos o mediante endeudamiento.

⁴⁸ Entre estos criterios de recorte de los costes caben mencionar los siguientes. Por ejemplo, como bien advierte el informe sobre la Demarcación Hidrológica del Júcar (MIMAM, 2002) “en aplicación del artículo 301 del Reglamento del Dominio Público Hidráulico... se realiza una *minoración* [la cursiva y la negrita son del original] de la parte del coste de las infraestructuras que está relacionado con **laminación**

Valga lo anterior para advertir que también caben distintas maneras de encarar las exigencias de la DMA. Una haciendo formalmente “los deberes” sin cambiar el *modus operandi* de la política hidráulica y otra tomando en serio las nuevas directrices para ajustar a ellas dicha política. Aplicar seriamente el mandato de la DMA, pasa por clarificar todos estos criterios relativos a los costes, estableciendo una metodología ampliamente consensuada a seguir en su contabilización y cálculo, que permita construir series estadísticas sobre bases homogéneas y no solo estimaciones puntuales realizadas con información de base incompleta y criterios de cálculo heterogéneos. El problema se complica porque tomar en serio el mandato de la DMA presupone ajustar a él tanto la información como la gestión.

- *Sobre los ingresos y la “recuperación” de costes*

También habría que clarificar la metodología a seguir en el cálculo de los ingresos y lo que se entiende por recuperación de costes. Por una parte está la dificultad de recabar datos fidedignos de los ingresos, que viene agravada por la variada casuística de sistemas de tarifas aplicados en nuestro país, hasta el extremo de que “ni siquiera podemos hablar de un *modelo* de tarificación. Los sistemas empleados son muy heterogéneos. Existen casi todos los abanicos posibles. Desde sistemas tarifarios que trasladan todos los costes a los usuarios..., hasta sistemas que siguen un criterio basado en *servicio de necesidades básicas* con aplicación de precios muy reducidos, por debajo de sus costes efectivos” (MIMAM (2006) *Informe integrado...* (pp. 121-122). Pero, por otra, no se trata solo de enfrentar ingresos y costes de forma agregada, sino de profundizar sobre quién sufraga los costes y quién cobra los ingresos, ya que se puede recaudar muchísimo con cargo al agua y hacer que esa recaudación supere los **costes del servicio**, pero a la vez que algunos agentes económicos se llevan la parte del león de esa recaudación obteniendo buenos beneficios, otros no llegan a cubrir sus costes. Esto es lo que ocurre en España.

El principal escollo institucional a remover para hacer que avance la economía del agua en España sigue siendo el mismo que señalábamos hace diez años (Naredo, 1995, p. 19): “el que congela las disponibilidades de agua en tres compartimentos estancos: el agua para riego, el agua para abastecimiento urbano e industrial y el agua envasada o “de mesa”. La disparidad de precios a los que se facturan las cantidades de agua utilizada en cada uno de estos tres mundos aislados es tan grande, que parecería indicar que no proceden del mismo ciclo hidrológico o que las separan diferencias de calidad mucho más marcadas de las que de hecho se observan: en el primero de estos mundos se están pagando entre una y dos pesetas por metro cúbico, mientras que en el segundo se pagan entre cien y doscientas pesetas por metro cúbico y en el tercero muchos miles de pesetas por metro cúbico... Estas disparidades de precios y tarifas se prolongan en el

por avenidas o por defensa de inundaciones” (p.18) [la parte minorada no es despreciable ya que oscila entre el 15 y el 80 % según los casos, como indica la Tabla 2, p. 20]. Otro “aspecto a destacar de la normativa vigente que afecta a la cuantía de las amortizaciones es el descuento de la base del cálculo de las cantidades financiadas con cargo a fondos europeos...Por tanto, estas cantidades no se encuentran incluidas en los cálculos de las amortizaciones de los Organismos de Cuenca”. Una vez minorados así los costes y eliminadas la infraestructuras que se consideran amortizadas, se aplican criterios *sui generis* de amortización: “en el caso de infraestructuras anteriores a 1986 [que son la mayoría] se aplica, sobre las obras pendientes de amortizar, una fórmula que imputa al 50 % del coste de la infraestructura una amortización con un interés simple del 2 %...” (pp. 17-18).

interior de cada uno de los colectivos de usuarios mencionados, sin razones económicas que las justifiquen”.

No cabe hablar seriamente de recuperación de costes sin subrayar estas disparidades de precios que hacen que, mientras que lo recaudado en los colectivos de agua envasada y de agua de abastecimiento urbano superen sobradamente, a escala agregada y para cada uno de ellos, los costes, no ocurre lo mismo con el agua de riego, ampliamente mayoritaria en nuestro país (se estima que supone el 80 % de los usos consuntivos). En el subsistema de Cuentas Monetarias de CAE 94, se calcularon los denominados “precios implícitos” del agua, como resultado de dividir todo lo recaudado con cargo al agua por los metros cúbicos abastecidos, a distintos niveles de agregación, y se compararon con los gastos, anticipando el ejercicio que ahora demanda la DMA. Se observó entonces que, en 1991, “se estaba cobrando por todos los conceptos a los usuarios [de usos consuntivos] una media de 7,6 pesetas por metro cúbico, mientras el gasto total (corriente y de capital) superaba las 18 pesetas. Surgía así un déficit, en 1991, de 11 pesetas por metro cúbico que ha venido cubriendo el Estado”. Pero se observaba que el precio medio que se estaba pagando en los abastecimientos urbanos superaba ampliamente las 18 pesetas de costes por metro cúbico, ocurriendo lo contrario en el uso para riego. “La diferencia entre los precios pagados por los usuarios agrícolas y los urbano-industriales se justificaría en parte por los gastos mucho más elevados de abastecimiento que estos últimos comportan (como se ve en el detalle de los gastos por finalidades que aparece en el Cuadro M.I.5 de CAE 94 y Doc. resumen 97). Pero la disparidad de precios observada parece alcanzar una magnitud muy superior a la diferencia de costes mencionada... El abanico de precios del agua que estamos comentando se amplía muchísimo más si consideramos como parte integrante del ciclo hidrológico el agua envasada para consumo humano. El sector de las aguas minerales naturales es un sector en fuerte expansión que comercializó en 1990, según la encuesta Industrial (INE), 1,5 Hm³ y facturó 32 mil millones de pesetas⁴⁹ (lo que arroja un precio medio de salida de fábrica de 21 pesetas/litro)... Vemos —se concluía entonces— que la producción de agua envasada tiene una importancia económica manifiesta y creciente que obliga a tenerla bien presente tanto en las *cuentas* como en la gestión del agua, a pesar de su peso relativamente pequeño en cantidad”. Los informes citados sobre recuperación de costes del MIMAM (2006) y de la ACA (2004) ignoran lo ocurrido con el agua envasada (aunque no en la versión revisada del *Informe integrado...* del MIMAM (2007) en el que se recoge la importancia de este sector en la p. 79). El cuadro adjunto actualiza este panorama de dispersión de ingresos y precios asociados al agua:

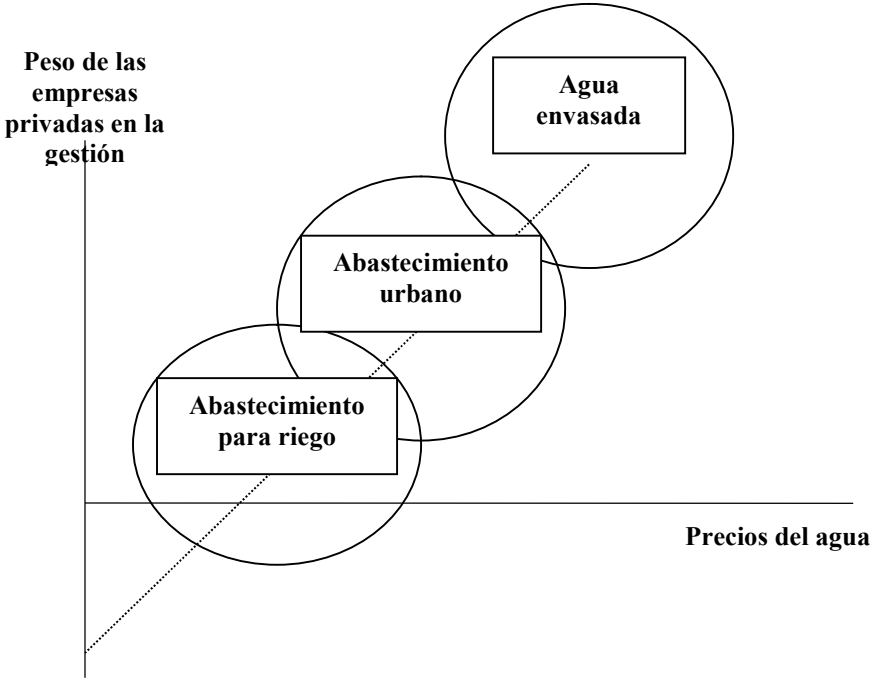
Cantidades facturadas e ingresos		
Hm ³	Millones de euros	€/m ³
(1)	(2)	(2)/(1)

⁴⁹ Los datos de la Asociación Nacional de Empresas de Aguas de Bebida Envasadas (ANEABE) —recabados en la monografía sobre *Las aguas minero-medicinales y de balneario* incluida en CAE 94— mostraban para 1992 cifras bastante más elevadas que arrojan dudas sobre la representatividad de la Encuesta Industrial: registraban una producción de 2,2 Hm³ de agua envasada y una facturación, a precios de consumo, de 113 mil millones de pesetas (a comparar con los 155 mil millones de pesetas que se facturaron en 1991 con cargo al agua por todos los conceptos las empresas encargadas de gestionar el resto de los abastecimientos y con los 80 que facturaron las AAPP).

Agua envasada de mesa (2005)	5,9	1.122*	190,17
Agua abast. urbano-industrial(2004)	3.874	3.576**	0,92
Agua para regadío (2002)	18.173	737	0,04

*A precios de salida de fábrica.
** Facturado por todos los conceptos, incluida depuración y otros servicios vinculados al agua.
Fuente: *Encuestas Industriales de Empresas y de Productos del INE e Informe Integrado sobre la Recuperación de Costes de los Servicios del agua*, 2006, del MIMAM.

Los datos del cuadro adjunto evidencian que el principal problema de la recuperación de los *costes del servicio* sigue siendo el mismo de hace diez años: el que plantea la escasísima recaudación que aporta el uso aplastantemente mayoritario en cantidad, el agrario⁵⁰. Como hemos insistido numerosas veces, la solución de este problema pasa a la vez por la flexibilización del régimen concesional y la revisión de los derechos de agua de riego que, además de sobrepasar habitualmente los caudales renovables medios actuales, entrañan muy reducidos compromisos de pago, derivados de la política tradicional de fomento indiscriminado de regadíos con obras públicas subvencionadas. La revisión de esta política, y de los derechos vinculados a ella, es una tarea que se revela cada vez más perentoria, ya que hoy no cabe seguir subvencionando indiscriminadamente a la agricultura de regadío —cuya expansión explica en buena medida la pérdida de cantidad y calidad del agua observada en la mayoría de las cuencas— sino solo a determinadas agriculturas y agricultores cuyo apoyo se justifique por razones sociales y ecológicas claras.



⁵⁰ El hecho de que la mayoría de los regantes que se benefician de las grandes infraestructuras hidráulicas promovidas por el Estado a penas pagan sus costes, solo puede venir oscurecido por la práctica común de no considerar dichos costes o de *minorar* su repercusión sobre los usuarios por procedimientos como los anteriormente comentados.

La cadena de creación de valor ligada al agua que describe el esquema anterior condiciona el acomodo de la iniciativa pública y privada en el ciclo del agua: el gráfico adjunto subraya la tendencia al predominio de las empresas privadas que actúan en las actividades más valoradas del ciclo —agua envasada—, la coexistencia de empresas y Administraciones públicas en las actividades medianamente valoradas —abastecimiento urbano— y a la dejación en manos de las Administraciones y las organizaciones sin fines de lucro de las menos valoradas —abastecimiento para riego⁵¹. Esta tendencia refleja aquella otra más general, observada comúnmente en las economías de mercado, que apunta a privatizar ganancias y a socializar pérdidas. Ambas tendencias están relacionadas con aquella otra que hace que el valor monetario del agua crezca más que proporcionalmente, con relación al coste físico, a medida que los procesos avanzan hacia su consumo final⁵², con el que pierde de nuevo su valor. De esta manera las fases de abastecimiento final y venta envasada suelen ser mucho más lucrativas que las de captación, regulación y transporte, que facilitan el agua “en alta”, que acostumbran a correr a cargo de Administraciones públicas, al igual que las de alcantarillado y depuración posterior. El análisis de la “recuperación de costes” debería trascender así los cálculos agregados al uso para detectar situaciones que permiten compatibilizar a veces elevados ingresos y beneficios empresariales relacionados con el agua, con elevados gastos y déficits de las Administraciones públicas que los sostienen.

IV.- CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES SOBRE LA RELACIÓN ENTRE EL *COSTE DEL RECURSO*, EL *COSTE AMBIENTAL* Y EL *COSTE DE LOS SERVICIOS DEL AGUAY SU REPERCUSIÓN SOBRE LOS USUARIOS*

Las derivaciones ambientales del enfoque económico convencional han generado amplia literatura sobre la estimación de los costes al calor de la DMA. Al no ser este un trabajo académico, me reservo la licencia de no cargar de referencias la siguiente observación general: esta literatura acostumbra a considerar el *coste de los servicios*, el *coste del recurso* y el *coste ambiental* como entidades **unidimensionales** (monetarias) y **aditivas**. Se razona como si, una vez conocido el *coste (monetario) de los servicios*, a través de las contabilidades de los agentes económicos que trabajan para proveer los servicios relacionados con el agua, hubiera que estimar el *coste del recurso* y el *coste ambiental* para sumarlo a ese *coste de los servicios* a fin de calcular el **coste completo** o **total** —*full cost*— que se supone requiere la DMA⁵³. Desde esta perspectiva⁵⁴ solo

⁵¹ La escasa recaudación que aporta el agua para riego explica que, en el caso de Cataluña, las Cuencas Catalanas del Ebro —en las que el uso mayoritario es el regadío— reclamen el 64 % del agua utilizada y aporten solo el 6 % de los ingresos, mientras que las Cuencas Internas de Cataluña —en las que predomina el abastecimiento urbano-industrial— usen el 36 % del agua y aporten el 94 % de los ingresos, según el informe de la ACA (2005) antes citado.

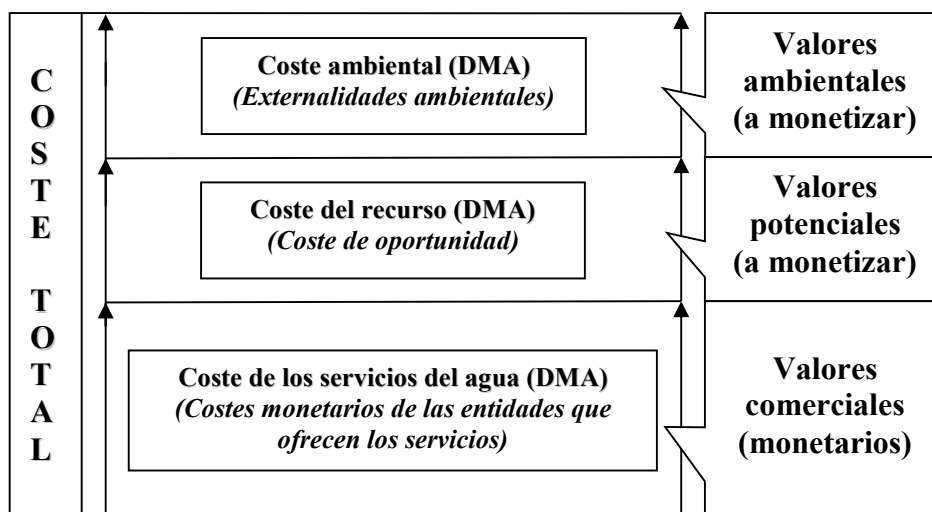
⁵² Cumpliendo la que hemos denominado Regla del Notario (Naredo y Valero (dirs.) 1999 y Naredo, 2006).

⁵³ Sin que el Informe guía de WATECO para su desarrollo (UE, 2002) añada precisiones claras a este respecto.

⁵⁴ Esta forma de ver —y de responder a— la demanda de la DMA resulta de aplicar a piñón fijo los enfoques habituales de la economía ambiental que anteponen *valores comerciales* (o de mercado) a *valores ambientales* y que tratan de estimar éstos forzando a veces las imputaciones monetarias hacia

cabe ampliar el *coste de los servicios* con el *coste del recurso*, concebido como los *costes de oportunidad* que acompañan a su uso actual, y con el *coste ambiental*, considerado como una suerte de *externalidades* negativas que acompañan a los usos del agua, tal y como refleja el esquema adjunto.

(I) LOS COSTES EN EL ENFOQUE ECONÓMICO ESTÁNDAR ADAPTADOS A LAS EXIGENCIAS DE LA DMA



Hipótesis subyacente: Los costes (del servicio, del recurso y ambientales) son unidimensionales (solo expresados en unidades monetarias), no se solapan (forman conjuntos disjuntos) y son aditivos (deben sumarse para obtener el Coste total a repercutir sobre los usuarios).

aspectos que —aunque tengan valor para la colectividad— al no ser productibles, apropiables e intercambiables no tienen un reflejo solvente en el campo de los valores pecuniarios. Esto hace que se identifique el *coste de los servicios* con los *valores comerciales* y el *coste ambiental* con los *valores ambientales* a estimar. Igualmente, el *coste del recurso* se considera, frente al *valor comercial* del *coste de los servicios*, como el *coste de oportunidad* o de las oportunidades perdidas que genera un determinado uso del agua, a estimar también en términos monetarios como ingresos perdidos que se irían recortando en la medida en la que mejore la eficiencia en la asignación del recurso agua. Sorprende lo indirecto de estas interpretaciones de la DMA, cargadas de exigencias valorativas que tratan de poner precios a posibilidades o entidades que no los tienen, cuando la demanda de la DMA parece bastante más elemental y directa: solo habla de recuperar “los costes de los servicios relacionados con el agua, incluidos los costes ambientales y los relativos a los recursos” (Artículo 9). Lo que supone conseguir que el *coste de los servicios del agua*, a facturar sobre los usuarios, recoja bien el coste de obtención del agua que genera esos servicios (*costes de obtención del recurso*) y el coste de reparar o paliar los daños ambientales que ocasiona su uso (*coste ambiental*), que pueden ya tener reflejo en el campo de los valores monetarios, todo ello con el fin de desanimar los usos más pródigos y deteriorantes del agua y de su entorno. Evidentemente, interesa que la información a considerar sobre el *coste del recurso* y el *coste ambiental* sean lo más completas posibles, lo que exige profundizar en el conocimiento de los procesos de generación, uso y vertido del agua, con todas sus consecuencias sobre el elemento agua y sobre los ecosistemas asociados, que puede dar lugar a síntesis distintas de las monetarias. Y ese buen conocimiento de los procesos físicos, químicos y biológicos relacionados con el agua, no tiene por qué estar reñido con el análisis de sus implicaciones, o sus ausencias, en el universo de los valores monetarios, sino que debería de contribuir a mejorar el conocimiento en este campo, aunque para ello hay que adoptar enfoques abiertos y transdisciplinares. Pues, en última instancia, las valoraciones monetarias reflejan el producto de unos precios por unas cantidades físicas.

En efecto, como la DMA expresa la conveniencia de considerar el *coste del recurso*, pero no lo define con precisión, la guía de WATECO (2002) y otros desarrollos posteriores⁵⁵ tienden a interpretar el *coste del recurso* como un *coste de oportunidad* asociado los posibles usos alternativos que imposibilitan o limitan los usos actuales del agua⁵⁶. Al igual que se ha tendido a identificar *coste ambiental* con “externalidades” ambientales⁵⁷. Sin negar el interés de estas consideraciones, hay que advertir que son la transposición directa de la querencia ampliar la esfera de los costes monetarios de las actividades mercantiles propia del enfoque económico estándar, mediante la estimación de “costes de oportunidad” y de “externalidades” ambientales, que figura en los manuales de economía al uso. Asistimos así al denodado empeño de infundir valor monetario a esas *externalidades* y *costes de oportunidad* a través de los más variopintos modelos econométricos, que no satisfacen las demandas de fondo que plantea el enunciado más amplio y genérico de la DMA sobre el tema de los costes y de su razonable repercusión sobre los usuarios. Porque, además, las estimaciones del *coste ambiental* y el *coste del recurso* en términos de *externalidades* y *costes de oportunidad* encajan mal con la idea de *repercutirlos* sobre los usuarios, enunciada por la DMA.

Para una mente no colonizada por el reduccionismo monetario, resulta difícil asumir hipótesis de partida tan restrictivas. El mismo William Kapp, en su libro pionero sobre *Los costes sociales*⁵⁸ (1950), ya había advertido que no se podía agotar el tema de los costes de la contaminación del agua en el mero campo de los valores monetarios. “¿Podemos aproximarnos a la evaluación de los costes sociales de la contaminación del agua? La respuesta —señala este autor— a esta importante cuestión depende del marco conceptual que elijamos. Si nosotros queremos mirar hacia la contaminación del agua y los costes sociales solo en términos de cálculos coste-beneficio de la empresa mercantil, tenemos que tratar de llegar a la valoración monetaria de varias pérdidas y daños causados por la contaminación de los cauces de agua. Mientras ello es posible en algunos casos, ello no sería fructífero en otros. Se pueden calcular a precios de mercado los mayores costes de reparación y mantenimiento de infraestructuras que se corroen prematuramente por las descargas químicas de una factoría aguas arriba...o estimar el valor de mercado de las pérdidas de ganado, de cosechas, de fertilidad e, incluso, de determinados usos recreativos. Este género de estimaciones son posibles, sin embargo están lejos de ser satisfactorias porque no solo son incompletas, sino también

⁵⁵ Entre los que destaca el documento “Assessment on Environmental and Resource Costs in Water Framework Directive”, Common Implementation Strategy, Working Group 2B (2004) (WG 2B, 2004).

⁵⁶ “**Resource costs** are defined as *the costs of foregone opportunities which other uses suffer due to the depletion of the resource beyond its natural rate of recharge or recovery (e.g. linked to the over-abstraction of groundwater)*” (WG 2B, 2004, p.2).

⁵⁷ Esta definición no está exenta de ambigüedades. Por ejemplo, el mismo *Informe integrado sobre Precios y costes...* del MMA (2007) transcribe la definición de WATECO y del Grupo Eco2 (2002) de *costes ambientales* como “el coste de los daños que los usos del agua imponen en el medio ambiente y los ecosistemas y en aquellos que usan el medio ambiente... La valoración económica de las externalidades, de acuerdo con el documento de definiciones del Grupo Eco2, puede ser estimada con ayuda de métodos y modelos de valoración directos e indirectos...” (p.5). Pero también afirma que “el coste de las medidas para reducir, eliminar o mitigar los impactos ambientales se considera una fórmula para analizar los costes ambientales, los cuales han de ser internalizados” (p.6).

⁵⁸ Kapp, K.W. (1950) *The Social Costs of Private Enterprise*, 2ª Ed. 1963, Londres, Asia Publishing House, Cap. 5, “The social costs of water pollution”, pp. 74-92 (Hay traducción en castellano de Oikos-Tau y recientemente se ha publicado una selección de textos editada por F. Aguilera en Eds. La Catarata).

engañosas...[pues, entre otras cosas] al orientar la atención solo hacia aquellos valores que pueden estimarse en dinero...se tienden a reducir los problemas de la contaminación a la escala local y a suponer que pueden solucionarse mediante negociaciones mercantiles y pagos en dinero” (haciendo de ellos una cuestión de “*business concern*” y de “*local tax payers*”) (p. 86)⁵⁹.

Insistimos en que la presente propuesta metodológica no trata de sustituir los viejos reduccionismos por otros nuevos, sino de abrir los esquemas cerrados de razonamiento —generalmente unidimensional— de aquellos para dar paso a enfoques a la vez abiertos, multidimensionales y transdisciplinarios capaces de abordar mejor los problemas horizontales que la gestión plantea en las sociedades industriales de nuestro tiempo. No se trata, así, de eliminar o marginar los enfoques monetarios e hidráulicos tradicionales, sino de reubicarlos en el marco más amplio de los nuevos enfoques. Por ejemplo, el buen conocimiento del *stock* de agua —que incluye el *agua verde*, ligada a suelos y biomasa— no solo no recorta el conocimiento del flujo de agua —*azul*— susceptible de ser captada, regulada, transportada, distribuida,... y facturada, sobre el que razonan los enfoques sectoriales ordinarios, sino que lo amplía y mejora, al subrayar la incidencia que tienen sobre él los cambios en la ocupación y los usos del territorio. Al igual que la buena información sobre el *coste ambiental* de una masa de agua no tiene por qué arrinconar los estudios de disposición a pagar por la calidad ambiental de la misma, sino que los deriva hacia ejercicios más amplios de participación social informada que sirvan para consensuar estándares de calidad con pleno conocimiento de causa de los costes que dicha calidad requiere y de sus repercusiones de pago. Lo mismo que, como hemos visto, el buen conocimiento del *coste ambiental* de los usos del agua no ha de servir para desatender los instrumentos económicos habituales —tarifas, tasas, multas,...—, sino para hacer de ellos un uso más adecuado, fino y acorde con el principio de “quien deteriora paga”.

La metodología aquí propuesta de cálculo de los costes del agua afirma su **pluridimensionalidad**, lo que no niega, sino refuerza, las aproximaciones monetarias al tema, ofreciéndoles nuevos puntos de apoyo. También considera que los *costes de los servicios, ambientales y del recurso* no son por naturaleza conjuntos disjuntos (ni por lo tanto aditivos) sino que **se solapan** entre ellos: precisamente la gestión del agua debe jugar con las intersecciones o solapamientos que se operan entre estos conjuntos para diseñar instrumentos económicos razonables.

También hemos visto que, ni siquiera el *coste de los servicios* era un componente de “valores mercantiles” inequívocamente definido, sino que requiere múltiples puntualizaciones sobre el registro contable de los operadores del agua y sobre los procedimientos de cálculo del coste mencionado, agravados por la casuística que generan las diferencias observadas en el marco institucional entre distintos territorios⁶⁰. Precisamente el hecho de que este coste monetario conlleve amplios márgenes de indefinición es lo que abre también amplias posibilidades para la gestión del agua. Pues,

⁵⁹ Por otra parte, la estimación de los costes ambientales así obtenidos viene contaminada por los precios o las disposiciones a pagar imputados en cada caso, perdiendo dichas estimaciones el mínimo de objetividad y de homogeneidad que requieren los datos para hacer significativas las comparaciones espacio-temporales.

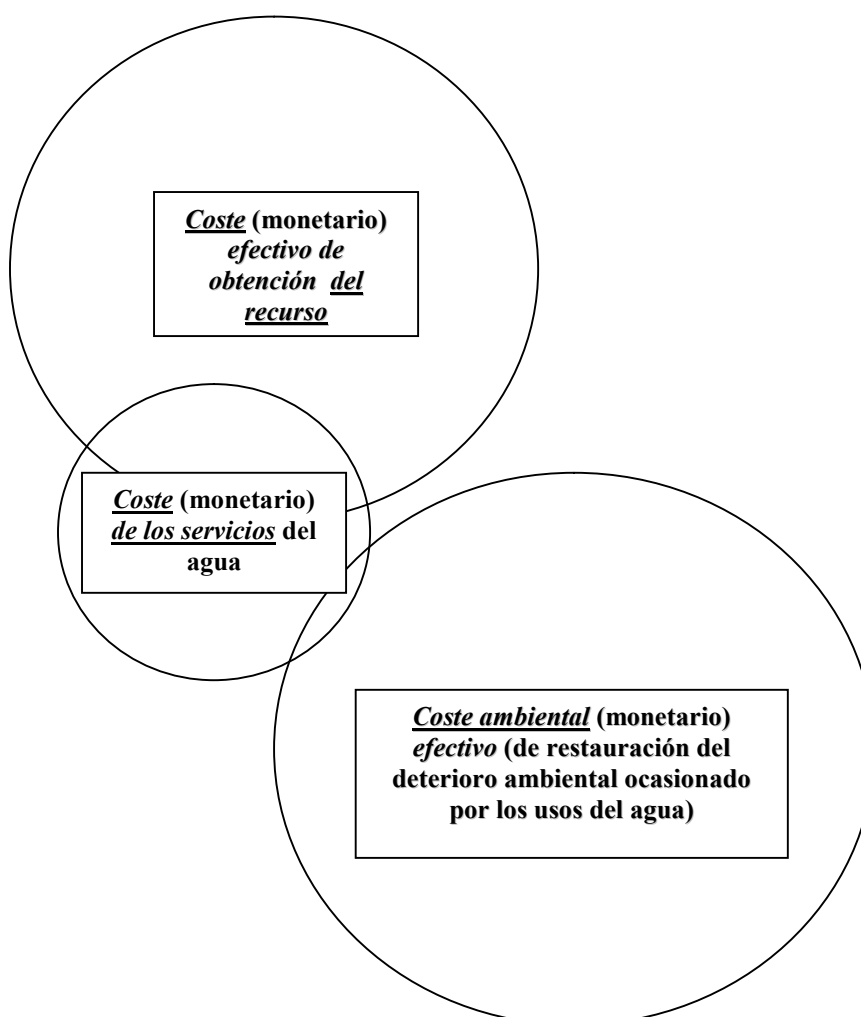
⁶⁰ El mismo hecho de que la ACA deba procurarse sus propios recursos financieros invita, no solo a registrar del modo más completo posible sus costes actuales, sino también sus compromisos futuros de pago, lo que no ocurre con otras CCAA cuyas administraciones hidráulicas siguen vinculadas a los presupuestos del Estado Central.

como hemos indicado, los costes monetarios se relacionan obligadamente con los precios y ambos con el marco institucional en el que se configuran. El interés que presenta para la gestión el manejo de costes y precios no pasa, ciertamente, por atribuirles una objetividad y una universalidad de la que en realidad carecen, sino por utilizarlos como instrumentos útiles para la buena gestión del agua, estableciendo para ello un marco institucional que los oriente adecuadamente. Y esta orientación pasa por conseguir que el *coste de los servicios* relacionados con el agua, refleje bien el *coste ambiental* y el *coste del recurso*, atendiendo a los principios de buena gestión antes mencionados, pasando del caso A al B representados en el esquema adjunto.

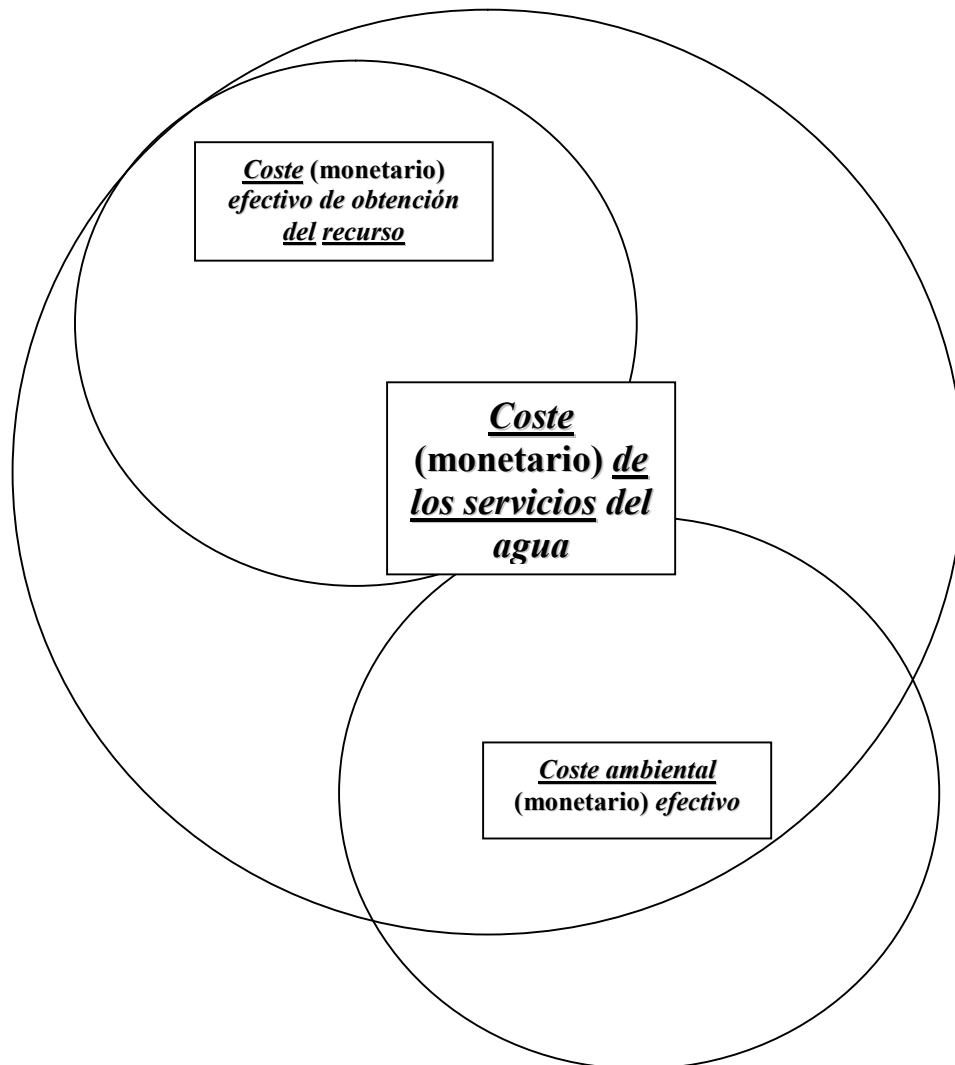
(II) LOS COSTES EN UN ENFOQUE ECOINTEGRADOR ADAPTADO A LAS EXIGENCIAS DE LA DMA

Hipótesis explícita: 1º) Los costes son pluridimensionales (cuantificables en unidades físicas y monetarias). 2º) Su versión monetaria varía con el marco institucional, que hace que los *costes ambientales* y *de (obtención) del recurso* se solapen, más o menos, con el *coste del servicio* y 3º) Los tres costes no son aditivos (los *costes del servicio* pueden y deben recoger los *costes ambientales* (p.e.: coste de depuración) y *del recurso* (p.e.: coste de *generación* y de *reasignación* local del recurso).

CASO A: Los *costes* (monetarios) *del servicio* a penas recogen los *costes* (monetarios) *ambientales* y *del recurso*



CASO B: Los *costes* (monetarios) *del servicio* reflejan buena parte de los *costes ambientales y del recurso*



Regla: En una gestión del agua que se atenga a los principios de *recuperación de los costes* y de *quién deteriora paga* (invocados en la DMA) el *coste del servicio* debería recoger tanto el *coste ambiental* como el *coste (de obtención) del recurso* y adaptar el régimen de tarifas al panorama de costes resultante, salvo excepciones especialmente justificadas.

El *coste (monetario) de los servicios* relacionados con el agua ya se solapa, en parte, con elementos de *coste ambiental efectivo (monetario)*—por ejemplo, el coste de las operaciones de alcantarillado y depuración— y de *coste de obtención efectiva del recurso* —por ejemplo, operaciones de almacenamiento, bombeo y transporte de agua— a los que se añaden los costes de las operaciones más directamente vinculadas a los *costes del servicio* —como son las de potabilización, distribución, gestión y venta final del agua. Precisamente la efectiva aplicación del objetivo general de recuperación

de los costes y del principio “quien deteriora paga” —enunciados por la DMA— pasa por diseñar sistemas de tarificación que reflejen bien el *coste ambiental* y el *coste del recurso*, junto con el *coste de los servicios*, a sufragar por los usuarios. La cuestión estriba en disponer de información cuantitativa objetivamente homogénea sobre el *coste ambiental* y el *coste del recurso* que permita distribuir sobre los usuarios los correspondientes costes *efectivos* atendiendo al principio antes mencionado. La metodología propuesta facilita la información requerida para ello en los niveles más elementales y directos de estos costes.

Por otra parte, la cuantificación del *coste de reposición* y del *coste de generación del recurso* (en unidades energéticas y monetarias) resulta un ejercicio útil para desterrar prácticas o propuestas absurdas desde el punto de vista de la economía del agua, que incumplen el principio elemental, antes indicado, que postula que el *coste de generación* no debe superar al *coste de reposición parcial* y, menos aún, *integral* del recurso⁶¹. El cálculo del *coste de generación del recurso* exige investigar para cada zona o punto del territorio, las distintas cantidades (y calidades) de agua que se generan, o se podrían generar, respetando las limitaciones legales, a partir de las fuentes y medios técnicos disponibles⁶², que entrañan distintos escalones de coste⁶³: el *coste de generación del recurso* es el que resultaría de aplicar la mejor tecnología disponible, entendiendo por tal la que arroja menos coste energético y monetario⁶⁴. Para una determinada cantidad (y calidad) de agua, este coste tendería a formarse por una combinación de fuentes y procedimientos que irían pasando hacia los escalones de mayor coste en la medida en la que las exigencias de agua fueran sobrepasando las posibilidades de oferta menos costosas. La repercusión de este coste en el sistema de tarifas debería cortar el actual divorcio entre usos y disponibilidades de agua que acusan las actuales tendencias de ocupación del territorio, que se sitúan en las antípodas de la tradicional localización de asentamientos y actividades en los lugares que contaban con agua disponible.

El cálculo del *coste de reasignación del recurso*, que vendría facilitado por los programas de ahorro y mejora de la eficiencia en el manejo y los usos del agua y por la generalización de “bancos” o “mercados de agua”, es otro elemento clave para la buena gestión del agua. Este cálculo permitiría vigilar el cumplimiento del otro principio ya enunciado que postula que el *coste de generación del recurso* no debe superar al *coste*

⁶¹ Como ya hemos indicado que lo incumplía, por ejemplo, el proyecto de trasvase de aguas del Ebro hacia Murcia y Almería (Naredo, 2003).

⁶² Entre las que habría que incluir las distintas opciones de calidad, distribución y presentación del agua ofrecida, que comprenderían desde la construcción de redes específicas para atender usos específicos con la calidad requerida, hasta el agua envasada, respondiendo a preguntas tales como ¿se justifica someter al agua aplicada al riego de jardines a intensos procesos de potabilizadores, con tal de mantener una única red de distribución? ¿se justificaría construir otra red específica de agua para riego en la medida en la que ese uso fuera mayoritario?...o, por el contrario, ¿se justifica mantener abastecimientos con deficiencias de calidad, de sabor, dureza del agua, etc. para suplirlas con agua envasada?

⁶³ Por encima de los cuales figuraría, en una gestión razonable, el *coste de reposición integral del recurso*.

⁶⁴ Si no coincidiera la opción que arroja el menor coste energético con la que origina el menor coste monetario el *coste de generación*, parecería razonable dar prioridad al primero y/o sugerir modificaciones en el marco institucional que condiciona los precios sobre los que se apoya el cálculo de los costes monetarios a fin de evitar la asimetría de resultados.

local de reasignación del mismo, desterrando así la sobredimensión de los proyectos de oferta, tan habitual en nuestro país⁶⁵.

Hemos visto que es sobre todo el cálculo del *coste ambiental del agua* el que debe servir para orientar la tarificación desde el principio “quien deteriora paga”. Para ello hay que disponer de información clara y sintética del deterioro por el que hay que pagar, que no puede proceder del mero campo de los valores monetarios ya que necesita puntos de apoyo físicos. Esta información la aporta la síntesis estrictamente cuantitativa⁶⁶ del deterioro ocasionado por los usos en la cantidad y calidad de agua que ofrece la metodología de cálculo del *coste de reposición* de ese deterioro antes expuesta. Esta metodología permite cuantificar dicho coste en unidades energéticas independientes del sistema de valoración monetario, pero también ofrece un buen punto de apoyo para la valoración monetaria de ese coste. Porque, en efecto, no se trata de buscar procedimientos teóricos de valoración monetaria de cosas que carecen de valor, sino costes físicos de reposición de ese deterioro que corresponden a procesos reales, con costes monetarios efectivos que la DMA invita a recuperar, cuyo conocimiento no requiere imputación alguna. Lo mismo ocurre con el que hemos denominado *coste ambiental efectivo del agua*, que corresponde al coste de las medidas y actividades orientadas a reponer el deterioro del agua ocasionado por los usos hasta los niveles consensuados y exigidos por la normativa⁶⁷. Y, por extensión, el *coste ambiental efectivo de los ecosistemas* como el originado por el mantenimiento o la restauración de los organismos, ecosistemas y paisajes asociados al agua a los niveles de calidad exigidos por la normativa. Estos costes *efectivos* son los que la DMA invita a repercutir sobre los usuarios atendiendo al principio “quien deteriora paga”, ofreciendo los *costes ambientales* de reposición antes mencionados, información cuantitativa homogénea sobre ese deterioro.

El principio de recuperación de los costes, unido al principio de quien deteriora paga, exigiría sustituir los heterogéneos sistemas de tarifas existentes por otros que repercutan con claridad sobre los usos específicos el *coste de obtención efectiva del recurso*⁶⁸ y, al menos, el *coste ambiental efectivo del agua* que ocasionan dichos usos. La utilización de la metodología propuesta para repercutir el *coste ambiental del agua* asociado a los usos, sobre las tarifas que deben pagar los usuarios, exigiría avanzar en el conocimiento real de ese deterioro y del coste de reposición efectivo en los distintos grupos de usuarios. A la vez esta aplicación debería de ir unida a la elaboración de manuales de disciplina para los usuarios, que ayuden a acotar los deterioros que puedan derivarse del uso que hacen del agua. Pues si los usuarios pueden tirar los productos más insospechados por los desagües, el deterioro que ocasionan será incierto y, con él, los costes de tratamiento de ese deterioro. Debería, pues, concretarse lo que puede hacer y lo que no puede hacer cada usuario con el agua y establecer campañas, controles y

⁶⁵ Insistimos en que la aprobación del proyecto de trasvase de aguas del Tajo para abastecer a la población de La Mancha, que alberga un mar de regadíos poco eficientes, constituye uno de los últimos grandes proyectos hidráulicos que incumplen este principio, así como el de utilizar la mejor tecnología (Gascó, López Sanz y Naredo (2004)).

⁶⁶ Es decir, vinculada al Sistema Internacional de Unidades (SI) base de la ciencia cuantitativa.

⁶⁷ En este sentido apunta la decisión adoptada en el *Informe* de la ACA, ya mencionado, de empezar a incluir como *costes ambientales* el coste de las medidas correctoras necesarias para conseguir determinados objetivos de calidad ambiental, que corresponderían parcialmente a lo que hemos denominado *coste ambiental efectivo (del agua y de los ecosistemas)*.

⁶⁸ Que en un sistema eficiente debería de ser inferior al de *reasignación local del recurso*.

multas que permitan mantener la disciplina acordada, moderando así los costes de reposición en la fuente misma del deterioro.

A los costes ambientales y de obtención del recurso habría que añadir la repercusión, tanto de los costes de funcionamiento de los propios servicios específicamente locales del agua, como la parte de aquellos otros ligados a funciones o servicios generales e indivisibles que no se quieran sufragar con la recaudación general de impuestos. El amplio abanico de costes ambientales y del recurso generaría un amplio abanico de tarifas llamado a repercutir los costes sobre los usuarios atendiendo al mandato de la DMA. Evidentemente, estas tarifas diferirían radicalmente de las que actualmente se cobran por el agua⁶⁹. Pero recortar esta discrepancia es, precisamente, uno de los principales problemas que tiene planteados la política del agua en España y la metodología propuesta ofrece un buen marco de información para resolverlo, junto a los otros problemas ligados a la transición desde la tradicional política de promoción de obras hidráulicas hacia otra centrada en promover una gestión económica del agua acorde con los principios elementales antes enunciados.

⁶⁹ La metodología propuesta sitúa al regadío entre los usos que generan mayor coste ambiental, al consumir físicamente por evaporación buena parte del agua utilizada y salinizar el resto (siendo sus costes de reposición generalmente mayores que los de otros usos menos consuntivos) lo cual induce a revisar la política de apoyo indiscriminado al regadío que se ha venido siguiendo tradicionalmente. Pues se puede y debe hacer la excepción de no repercutir esos costes sobre determinados regadíos, por razones sociales, culturales y hasta económicas, pero no sobre todos y cualquiera de los regadíos existentes. Esta revisión del regadío pasa por la revisión de los sobredimensionados derechos de agua de riego y la puesta en marcha de “bancos” y mercados locales de agua que permitan movilizar —con buena rentabilidad para los regantes— el inmenso embalse de agua destinada a riegos poco eficientes a favor de usos mucho más valorados y minoritarios.

Referencias bibliográficas

- ACA (2006) *Análisis económico del uso del agua en Cataluña para la implementación de la directiva marco del agua (2000/60/ce)*.
- Arrojo, P. y Naredo, J.M. (1997) *La gestión del agua en España y California*, Bilbao, Bakeaz.
- Cazzola, F. (1999) “Bonifica y técnicas de control de las aguas en la historia italiana (Siglos XV-XX). Una cronología esencial” en Garrabou, R. y Naredo, J.M. (eds.) *El agua en los sistemas agrarios. Una perspectiva histórica*, Fundación Argentaria y Visor Distribuciones, Col. “Economía y Naturaleza”, pp. 41-62.
- Estevan, A. (2004) “Consideraciones sobre el trasvase Júcar-Vinalopó y las posibles soluciones alternativas”, en Estevan, A. y Naredo, J.M. (2004) *Ideas y propuestas para una nueva política del agua*, Bilbao, Bakeaz, pp. 104-126.
- Gascó, J.M., López Sanz, G. y Naredo, J.M. (2004) *Informe sobre los problemas del agua en La Mancha y sus posibles tratamientos, con un dictamen sobre el proyecto de trasvase Tajo-La Mancha llamado “sistema de abastecimiento de agua potable a las poblaciones de la llanura manchega desde el acueducto Tajo-Segura”* (39 pp.) (<http://www.unizar.es/fnca/docu/docu85.pdf>).
- Gascó, J.M. y Naredo, J.M. (dirs.) (1994) *Las Cuentas del Agua en España*, 6 vol. (trabajo contratado por la D.G. de la Calidad de las Aguas, MOPTMA). Hay versión resumida en inglés: Naredo, J.M. (1997) “Spanish water accounts (summary report)” en San Juan, C. y Montalvo, A. (eds.) (1994) *Environmental economics in the European Union*, Mundi-Prensa y Universidad Carlos III, Madrid, pp.369-443.
- Gascó, J.M., Naredo, J.M. y Jiliberto, R. (1996) *Manual de Cuentas del Agua en España* (trabajo contratado por el MIMAM).
- Kapp, K.W. (1950) *The Social Costs of Private Enterprise*, 2ª Ed. 1963, Londres, Asia Publishing House, Cap. 5, “The social costs of water pollution”, pp. 74-92 (Hay traducción en castellano de Oikos-Tau. y recientemente se ha publicado una selección de textos editada por F. Aguilera en Eds. La Catarata).
- Llamas, R. (2005) *Los colores del agua, el agua virtual y los conflictos hídricos*, discursos de inaugural del año académico 2005-2006, leído en la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales el 2 de noviembre de 2005.
- Maestu, J., Gascó, J.M., Naredo, J.M. y Aguilera, F. (2001) “Water resources and water pollution” en Markandya, A. y Dale, N. (2001) *Measuring Environmental Degradation*, Cheltenham, UK & Northampton, MA, USA, Edgard Elgar, pp.304-316.
- MMA (2004) *Informe de Recuperación de los Costes de los Servicios del Agua en la Demarcación Hidrográfica del Júcar. Artículo 5 Anejo III, DMA*.
- MMA (2006) *Informe Integrado de Recuperación de Costes de los Servicios del Agua en España. Artículos 5 y 9 y Anejo III de la Directiva Marco del Agua* (Informe corregido y ampliado en 2007)
- MMA (2006) *Análisis Económico de los Usos del Agua. Documento Integrado. Artículo 5 y Anejos II y III Directiva Marco del Agua* (Informe corregido y ampliado en 2007).
- Naredo, J.M. (2003) *La economía en evolución. Historia y perspectivas de las categorías básicas del pensamiento económico*, Madrid, Sigo XXI (3ª ed.corregida y ampliada; 1ª ed. 1987).
- Naredo, J.M. (2003a), “La encrucijada de la gestión del agua en España” publicado en el dossier: “El agua un despilfarro interesado” del nº 57 de la revista *Archipiélago*, pp. 17-33.
- Naredo, J.M. (2003b) Carta a la Comisaria de Medio Ambiente de la UE (accesible en <http://www.unizar.es/fnca/>).
- Naredo, J.M. (1995) “Problemática de la gestión del agua en España” en Naredo (ed.) *La economía del agua en España*, Madrid, Fundación Argentaria y Visor Distribuciones, Col. “Economía y Naturaleza”, pp. 11-25.
- Naredo, J.M. (2006) *Raíces económicas del deterioro ecológico y social*, Madrid, Siglo XXI.
- Naredo, J.M. y Estevan, A. (2006) “Indicios de sobrevaloración de las disponibilidades de agua estimadas por la planificación hidrológica (que deberían de ser objeto de análisis prioritarios para atender a las exigencias del artículo 5 de la DMA)” Nota presentada en

Bruselas, el 9 de noviembre de 2006, a la Ministra de Medio Ambiente y a algunos funcionarios de la Comisión de la UE (disponible en la Web de la Fundación Nueva Cultura del Agua).

-**Naredo, J.M. y Valero, A.** (dirs.) (1999), *Desarrollo económico y deterioro ecológico*, Madrid, Fundación Argentaria y Visor Distribuciones, Col. “Economía y Naturaleza”, así como la Tesis doctoral (dirigida por A. Valero en la Universidad de Zaragoza) de Botero, E.A. (2000) *Valoración exegética de los recursos naturales, minerales, agua y combustibles fósiles*. Véase versión resumida en inglés: Naredo, J.M. (2001) “Quantifying Natural Capital: Beyond Monetary Value”, en Munasinghe, M., Sunkel, O. y de Miguel, C., *The Sustainability of Long-Term Growth*, Cheltenham, UK & Northampton, MA, USA, Edward Elgar, pp.172-212.

-**UE** (2000) *Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo por el que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas*, Bruselas, 18 de julio 2000.

-**UE** (2002) *WATECO Working Group: The Implementation Challenge of the Water Framework Directive. A Guidance Document*, Bruselas.

-**United Nations Statistics Division** (2006) *Integrated Environmental and Economic Accounting for Water Resources (IEEWAR 2006)* (borrador en avanzado estado de discusión).

-**Valero, A. et alts.** (2006) “Fundamentals of Physical Hydromonics: a new approach to assess the environmental costs of the European Water Framework Directiva”, ponencia presentada a la conferencia internacional de la International Society for Ecological Economics (ISEE), celebrada en diciembre de 2006 en Nueva Delhi.

-**Weber, J.L.** (1993) “Tener en cuenta(s) la naturaleza. Bases para una contabilidad de los recursos naturales” en Naredo, J.M. y Parra, F. (1993) *Hacia una ciencia de los recursos naturales*, Madrid, Siglo XXI, pp.79-119.

ANEXOS

- **Resumen de la propuesta de cálculo de los *costes ambientales directos* y los *costes del recurso* y sus implicaciones inmediatas con vistas a la gestión del agua**
- **Comentarios que suscitan los resultados del cálculo del *coste ambiental de los usos del agua* en España y en las CI de Cataluña (recogidos en el Cuadro 3)**
- **Nomenclatura y Cuadros estadísticos**

Resumen de la propuesta de cálculo de los *costes ambientales del agua* y de los *costes del recurso* y sus implicaciones inmediatas con vistas a la gestión del agua

La presente propuesta no trata de sustituir los viejos reduccionismos por otros nuevos, sino de abrir los esquemas cerrados de razonamiento (generalmente unidimensional) de aquellos para dar paso a enfoques a la vez abiertos, multidimensionales y transdisciplinarios capaces de abordar mejor los problemas actuales de la gestión del agua y, en particular, aquellos ligados a la cuantificación de los **costes ambientales y del recurso** que plantean las exigencias de la DMA. Esta propuesta analiza, así, el ciclo hidrológico, no solo a partir de una **ley de conservación** de la cantidad —enunciada como primer principio de la termodinámica—, sino también de una ley de **evolución de la calidad** —enunciada por la Ley de la Entropía o Segundo Principio de la termodinámica— que gobierna el comportamiento de todos los sistemas del mundo físico.

Desde esta perspectiva cabe interpretar el **ciclo hidrológico** como un **gradiente de potenciales** que se van degradando desde que el agua entra “en alta” por precipitación hasta que se diluye en el sumidero último de los mares, en el que supondremos que dicho gradiente es nulo, o lo que es lo mismo, que el agua del mar tiene nivel y

composición constantes. Los dos principales conceptos que permiten cuantificar universalmente —en unidades energéticas— este gradiente de potenciales asociados a la calidad del agua son su **potencia física**, relacionada con su posición en altitud, y su **potencia química** o capacidad de dilución, relacionada sobre todo con su contenido en sales y su conductividad, aunque también con la presencia de contaminantes orgánicos o de metales pesados. La **potencia física** asociada al agua es la que permite moverla por gravedad y la **potencia química** hacerla útil para abastecimientos y riegos.

Las nuevas alternativas de recuperación de la cantidad y calidad del agua eliminan el problema imperativo de su **escasez física**, que el antiguo enfoque de promoción de obras hidráulicas trataba de paliar, sustituyéndolo por un problema de **coste económico** de obtención de agua —con dimensiones físicas y monetarias— a relacionar con el uso que se vaya a hacer de ella. Además, las consideraciones relativas a la **oferta** de agua se han de ligar con las de **gestión de la demanda**, estudiando las posibilidades de mejorar el ahorro, la eficiencia y los usos sucesivos del agua.

-Definimos el **coste de reposición integral del recurso** en un punto del territorio como el coste de reposición del ciclo hidrológico completo en ese punto o, precisando más, como el coste (energético y monetario) de fabricar (desalando el agua del mar) y de situar (bombeándola y transportándola hasta ese punto) la cantidad (y calidad) de agua deseada con la mejor tecnología disponible. Puesto que el mar no plantea a escala humana límites de cantidad física de agua (y tampoco costes de oportunidad relativos al agua abastecida), su abastecimiento se liga aquí fundamentalmente al **coste económico** de las operaciones exigidas, medible en términos energéticos y monetarios.

-Definimos el **coste de reposición parcial del recurso** de una unidad o masa de agua como el coste (físico y monetario) de aumentar su cantidad y/o mejorar su calidad desde el nivel en que se encuentra hasta el que expresamente se indique. La mejora propuesta puede conseguirse mediante operaciones de conservación y mejora practicadas en el sistema del recurso o mediante intervenciones en el sistema de usos que reduzcan la incidencia de aquellos usos que resulten más consuntivos y/o contaminantes. Definiremos el **coste de reposición parcial del recurso** como la combinación de ambos tipos de actuaciones que arroje menor coste (físico y monetario) para conseguir el resultado propuesto.

-Definimos el **coste obtención del recurso** como la menor combinación de los dos costes definidos a continuación, requeridos para obtener una determinada cantidad (y calidad) de agua en un punto del territorio: el **coste de generación de recursos** (desde el sistema del recurso) y el **coste local de reasignación del recurso** (desde el sistema de usos).

-Definimos el **coste de generación de recursos** en un punto del territorio como el coste (energético y monetario) de poner en ese punto una determinada cantidad (y calidad) de agua con la mejor tecnología disponible y haciendo un uso eficiente de las dotaciones renovables de agua accesible en ese territorio. Este coste ya no puede ser ajeno a la escasez física de las fuentes disponibles en el territorio, como tampoco puede serlo del marco legal que limita las intervenciones sobre el mismo (por ejemplo, el respeto de caudales mínimos de los ríos): por eso para determinarlo hay que precisar la cantidad y calidad de agua deseada, habida cuenta la limitación de esas fuentes (en cantidad y

calidad) y plantea, además, costes de oportunidad respecto al posible uso de esas fuentes, por el que compiten otros puntos del territorio.

-Definimos como **coste de reasignación del recurso** el que resulta de poner agua de calidad en un punto del territorio derivándola del mismo *sistema de usos* a través de políticas de gestión de la demanda que impulsen el ahorro, la mejora de la eficiencia, el reciclaje y los usos sucesivos o compartidos del agua, así como desviando agua desde los usos menos eficientes hacia otros más eficientes y valorados. Este coste tiene dos componentes. Un componente (energético y monetario) ligado tanto a las operaciones técnicas orientadas a lograr agua mediante el ahorro o la mejora de la eficiencia, como a las propias operaciones de transporte y abastecimiento del agua obtenida para llevarla a los puntos de destino en las condiciones de cantidad y calidad requeridas. Y otro componente (exclusivamente monetario) destinado a retribuir a los concesionarios de agua por la cesión total o parcial de sus derechos a favor de otros usuarios (unida o no a operaciones de ahorro o mejora de la eficiencia en el uso del agua). En este último componente juegan de lleno los costes de oportunidad y la disposición a pagar y a cobrar por el agua de los distintos usuarios y concesionarios que pueden dar lugar a transacciones mercantiles generalizadas articuladas en forma de “bancos” o de “mercados de agua”. Los precios del agua que afloren en estas transacciones dependerán del marco institucional y normativo. En la medida en la que éste favorezca la plena repercusión sobre los precios de los costes de las operaciones de ahorro y abastecimiento incluidas en el primer componente antes mencionado, así como la amplitud y transparencia de dichas transacciones, los precios informarán solventemente del **coste local de reasignación del recurso**.

-Definimos el **coste ambiental (directo) del agua** como el **coste de reposición** de las pérdidas de cantidad y calidad del agua asociadas a los usos. El **coste ambiental del agua** sería así un determinado **coste de reposición parcial** aplicado a la consecución de un determinado objetivo de cantidad y calidad. La cuantificación de dicho coste exige precisar su ámbito de aplicación en lo que concierne al agua y a los listones de calidad ambiental a lograr. En lo relativo al agua, cabe distinguir entre el **coste ambiental de reposición del deterioro del agua asociado a un determinado uso o conjunto de usos**, y el **coste ambiental de reposición del deterioro de una determinada masa o unidad de agua** sobre la que inciden los usos. Tras definir el agua de referencia hay que precisar también, en ambos casos, el listón de calidad ambiental que se toma como objetivo de dicha reposición.

-Definimos, pues, el **coste ambiental (directo) de un uso del agua** como el coste (físico y monetario) de reposición (con la mejor tecnología disponible) de las pérdidas de cantidad (por evaporación) y calidad (por contaminación o pérdida de cota) del agua asociadas a dicho uso hasta el nivel convenido. El **coste ambiental directo de los usos del agua** puede calcularse en términos físicos y monetarios, para un determinado usuario o grupo de ellos o, a niveles más agregados, para los usuarios de una cuenca o de un determinado territorio.

-Definimos el **coste ambiental (directo) de una unidad o masa agua** como el **coste de reposición parcial** exigido para alcanzar un objetivo de calidad propuesto para la misma partiendo del estado de deterioro generado por las actividades actuales. Este objetivo puede oscilar desde un hipotético “estado natural” a precisar, hasta el que se defina como el “buen estado ecológico” mencionado en la DMA. Una vez concretado el

objetivo puede calcularse (en términos físicos y monetarios) el *coste de reposición* con la mejor tecnología disponible. Pero también dicho objetivo podría lograrse mediante normativas o instrumentos socioeconómicos que eviten o desincentiven los usos más consuntivos y/o contaminantes que inciden sobre la masa de agua en cuestión. Pues no en vano hemos definido en el apartado anterior el *coste de reposición parcial del recurso* “como la combinación de ambos tipos de actuaciones que arroje menor coste (físico y monetario) para conseguir el resultado propuesto”.

-Definimos el *coste ambiental efectivo* de una masa de agua como el coste de las medidas aplicadas para conseguir el “buen estado ecológico” acordado para esa masa de agua. Este coste diferirá del *coste ambiental directo* para el mismo objetivo de calidad acordado, pues este último es un coste teórico de reposición referido a la combinación de medidas que arroje el menor coste físico y monetario, mientras que el *coste ambiental efectivo* es el que resulta de las anotaciones contables que dan cuenta de los gastos de las medidas aplicadas. Uno y otro deben de cumplir funciones diferentes. El *coste ambiental efectivo* es el que debe de repercutirse —como recomienda la DMA— sobre los usuarios, mientras que la función del *coste ambiental directo* del agua es la de informar sobre la formación desglosada de los costes ambientales por masas de agua y usuarios, ofreciendo un indicador claro y objetivo para repercutir los costes ambientales sobre los usuarios atendiendo al principio de *quien deteriora paga*, tal y como recomienda la DMA.

-Igualmente, podríamos definir el *coste ambiental efectivo de los ecosistemas* como el originado por las medidas aplicadas al mantenimiento o la restauración de los organismos, ecosistemas y paisajes asociados al agua a los niveles de calidad que exigidos por la normativa.

- Cabe definir, por último, el *coste ambiental efectivo* como el que resultaría de agregar el *coste ambiental efectivo del agua y de los ecosistemas*, correspondiendo al conjunto de medidas orientadas a conseguir el “buen estado ecológico” tanto del agua como de los ecosistemas asociados.

De lo anterior se desprenden *tres reglas* que debería cumplir una gestión económicamente razonable del agua:

1º El *coste de obtención del recurso* no debe superar al *coste de reposición parcial* (y menos aún *integral*) *del recurso*.

2º El *coste de generación —y, por ende, de obtención— del recurso* no debe superar al *coste de reasignación del recurso*.

3º La aplicación conjunta de los principios de *recuperación de los costes* y de *quién deteriora paga* (invocados en la DMA) requiere un régimen de tarifas que incorpore y distribuya de forma clara y objetiva entre los usuarios el *coste ambiental* asociado a los usos que éstos hagan del agua (salvo excepciones especialmente justificadas).

A la luz de lo anterior cabe concluir:

1º Que los *costes del recurso*, los *costes ambientales del agua* y los *costes del servicio* tienen dimensiones que pueden cuantificarse en términos físicos y monetarios.

2º Que los *costes (monetarios) del recurso*, los *costes (monetarios) ambientales del agua* y los *costes (monetarios) del servicio* no son conjuntos disjuntos, sino que se solapan entre ellos en mayor o menor medida atendiendo a sus respectivas definiciones y que la política del agua debe utilizar las posibilidades que brinda este posible solapamiento.

3º Que las normas que orientan la formación de precios o tarifas del agua a cargar sobre los usuarios como *costes (monetarios) del servicio* deben reflejar bien los *costes (de obtención) del recurso* y los *costes ambientales* de los usos del agua, para asegurar el cumplimiento de las exigencias de la DMA (salvo excepciones debidamente justificadas).

Comentarios que suscitan los resultados del cálculo del *coste ambiental de los usos del agua* en España y en las CI de Cataluña (recogidos en el Cuadro 3)

Empecemos recordando que la finalidad del presente ejercicio de cuantificación —apoyado en los datos de las CAE-94— no es iniciar una estadística, sino ejemplificar una aplicación sintética de los nuevos enfoques, subrayando así su viabilidad. Todo ello con la idea de que las nomenclaturas y los órdenes de magnitud que se presentan en los cuadros, den lugar a procesos de discusión y revisión entre los técnicos de la ACA que abran camino hacia la elaboración de una verdadera estadística periódica y desagregada, con información de base solvente y criterios homogéneos bien consensuados (esta elaboración debería de formar parte de un proyecto más amplio de Cuentas, e indicadores, del Agua). Esta primera aplicación del enfoque propuesto a los casos de España y de las CI de Cataluña (recogidos en los Cuadros 1 y 2) avanza cuantificaciones en términos físicos y monetarios de una de las rúbricas definidas anteriormente: el *coste ambiental de los usos del agua*, definido como el coste de reposición íntegra de las pérdidas de cantidad y calidad del agua asociadas a los usos con la mejor tecnología disponible. En primer lugar, se cuantifica el coste físico de reposición de dichas pérdidas, en unidades energéticas, a partir del enfoque termoeconómico propuesto (cuya nomenclatura y principales resultados figuran en el Cuadro 2) y de la información sobre los caudales y la potencia asociada al ciclo hidrológico por cuencas ofrecida para el año hidrológico medio en las CAE 94. Se obtiene así una síntesis cuantitativa que permite establecer comparaciones que facilitan el seguimiento en el espacio y en el tiempo de dichos costes sobre bases inequívocamente homogéneas. Pero esta síntesis cuantitativa no oculta, sino que posibilita en la medida en la que se desee, el análisis desagregado de las pérdidas de cantidad y calidad de agua y de sus costes de reposición. Estas pérdidas y costes pueden

estudiarse tanto a nivel de usuario o de estación de aforo,... como de cuenca o de acuífero, así como descender —con la ayuda del programa AQUAL— a la información plural sobre la calidad bioquímica del agua, que encuentra su síntesis en el enfoque energético propuesto.

En segundo lugar se cuantifica el *coste ambiental de los usos del agua* en términos monetarios. Una vez cuantificado en unidades energéticas el coste de reposición de las pérdidas de calidad asociadas a los usos, es fácil pasar a unidades monetarias, ya que no se está hablando de meras abstracciones o juicios de valor, sino de procesos que existen en la realidad y que tienen costes efectivos de funcionamiento, no solo físicos, sino también monetarios. Como el peso de la amortización del inmovilizado fijo suele ser pequeño en estos procesos con relación al gasto energético corriente, en este primer ejercicio hemos simplificado el cálculo aplicando al gasto energético un precio de 0,07 €/kWh. Es evidente que el coste monetario de reposición variará con el precio de la energía y de los equipos. Así, las subvenciones o desgravaciones a las instalaciones de depuración, desalación y bombeo y a la energía aplicada a estos fines, contribuirán a rebajar el *coste ambiental* monetario efectivo de los usos del agua, de ahí habrá que precisar bien estos extremos a la hora de calcularlo, a fin de establecer bases homogéneas de cálculo que eviten la confusión en la comparación de estos datos en el espacio y en el tiempo. Estas precisiones deberían de ser objeto de acuerdos consensuados en la puesta a punto de la metodología propuesta, a concretar en manuales operativos que aseguren criterios homogéneos de aplicación.

Los resultados, que figuran en el Cuadro 3, muestran el orden de magnitud físico y monetario de los *costes ambientales de los usos del agua*, es decir de los costes de reponer en su totalidad el deterioro del agua asociado a sus usos directos. Este orden de magnitud informa sobre la viabilidad física y financiera de acometer esta reposición, repercutiendo sobre los usuarios sus costes monetarios, como en general propone la DMA. El coste físico de esa reposición se sitúa en España (excluida la cuenca Sur por falta de datos) en torno a los 116 TWh, cantidad bastante respetable que supone cerca de la mitad del consumo final de electricidad que tenía lugar en el país en 2004. Lo cual indica que, aunque sea teóricamente posible desde el punto de vista físico restituir plenamente el deterioro del agua que aparece asociado a los usos, resultaría bastante problemático hacerlo aplicando para ello semejante cantidad de energía. Por otra parte, si la energía eléctrica aplicada a este fin es, sobre todo, de origen térmico o nuclear, las mejoras ambientales del agua se saldarían con deterioros en otros campos a tener en cuenta (ya hemos hablado de la necesidad de considerar las “mochilas” y “huellas” de deterioro que se deriven de las actuaciones realizadas en las cuencas o territorios objeto de estudio). Pues hay que recordar que el segundo principio de la termodinámica nos indica que, en el mundo físico, las ganancias de calidad logradas en un campo exigen deterioros mayores en otros. Y que la vida ha podido desarrollarse en la Tierra apoyándose en el uso (y deterioro) de la energía solar y sus derivados renovables, entre los que se encuentra el agua que se mueve en el “ciclo hidrológico”. Si a los *costes ambientales (de los usos) del agua* se añadieran los que hemos denominado *de los ecosistemas* asociados al agua, ello haría más evidente la dificultad y el sentido prácticos de tomar al pie de la letra el propósito de reponer íntegramente los daños ambientales asociados a los usos del agua, ligado al de repercutir plenamente sobre los usuarios los costes monetarios de dicha restauración. Ya hemos anticipado que el interés de conocer dichos costes no es para repercutirlos, sino para utilizarlos para orientar la recaudación de tarifas con conocimiento de causa del deterioro ocasionado por lo usos,

a fin de desanimar los más degradantes y utilizar lo recaudado para reponer los daños ambientales ocasionados en el agua hasta los niveles exigidos por la normativa: lo que se ha de repercutir es lo que hemos definido como los *costes ambientales efectivos* de las medidas aplicadas para lograr lo que se entienda como el “buen estado ecológico”. Para conseguir que los instrumentos económicos reconduzcan y limiten los usos más degradantes, deben de calibrarse con la información de los *costes ambientales de los usos del agua* a fin de distribuir la recaudación de acuerdo con ellos, como recomienda la DMA, salvo excepciones especialmente justificadas. A la vez que debe precisarse lo que puedan y no puedan hacer los usuarios con el agua imponiendo multas a los usos inadecuados —es decir aquellos que infligen los deterioros más difíciles de paliar— a fin de mantener una disciplina de uso que reduzca los *costes ambientales de los usos del agua*.

En lo que concierne al orden de magnitud de los *costes ambientales de los usos del agua* expresados en términos monetarios, se advierte su peso relativamente más moderado para España y, sobre todo, para las CI de Cataluña, en consonancia con el reducido precio de la energía y el poco peso de ésta en la renta o producto nacional. En efecto, el *coste ambiental* monetario *de los usos del agua* (cifrado para España —excluida la cuenca Sur— a precios actuales en 8.155 millones de euros, en el Cuadro 3) no llega a suponer el 1 % del PIB a p.m. de 2004 (cifrado por el INE en 840,6 mil millones de euros (Nota: tomamos los datos monetarios de 2004 para que resulten comparables con los del consumo energético, que no estaba actualizado todavía en el INE para 2005 en el momento de redactar estos párrafos)). Y el calculado para las CI de Cataluña (en 86 millones de euros) supone el 0,07 % de PIB a p.m. atribuido a Cataluña en 2004 en las Cuentas Regionales del INE (157,6 mil millones de euros de los que cerca del 95 % se genera en las CI (ACA, 2006)).

Cabe concluir que Cataluña está, así, en mejor posición que el resto de España para recuperar en términos monetarios los *costes ambientales de los usos del agua* de las CI de Cataluña, habida cuenta el menor peso de estos costes con relación al sus recursos monetarios. Lo cual concuerda con la menor intensidad de las exigencias hídricas del PIB obtenido en las CI de Cataluña con relación al resto de España: mientras que en 2004 se generaban en las CI de Cataluña unos 94 euros de valor añadido por cada metro cúbico de agua utilizada (en todos los usos, incluidos los usos hidroeléctricos y ambientales), en el conjunto de España solo se obtenían 15,8 euros. Este panorama está estrechamente vinculado a los escasos ingresos que genera buena parte del uso masivo del agua destinada al riego, tan mayoritario en España, pero no en las CI de Cataluña, aunque sí en la cuenca catalana del Ebro, que absorbe el 64 % del agua utilizada en Cataluña, para generar a penas el 5 % del PIB catalán, obteniendo a penas 3 euros de PIB por metro cúbico de agua utilizada. Aparece, así, el que hemos calificado como el principal problema al que se enfrenta en España la meta de recuperación de los costes propuesta por la DMA: la paradoja que relaciona el gran peso del regadío en el *coste ambiental del agua* (al evaporar buena parte del agua utilizada y cargar de sales y lixiviados químicos el resto) y su escasa participación en los ingresos y en la recaudación con cargo al agua. En cualquier caso, el buen conocimiento de los problemas es el primer paso para abordarlos satisfactoriamente. A ello espera contribuir la metodología propuesta, cuyos primeros resultados se acaban de comentar.

Nomenclatura y cuadros estadísticos

Cuadro 1
PRINCIPALES FLUJOS DE LAS CUENTAS DEL AGUA EN CANTIDAD
EN ESPAÑA Y EN LAS CUENCAS INTERNAS DE CATALUÑA
Flujo medio anual (Unidades: km³ y mm (o l/m²))

	España		CI de Cataluña	
	km ³	mm	km ³	mm
1 (P) Precipitación	340,00	672,10	12,29	745,16
2 (AE) Afluencias externas	0,82	1,62	0,04	2,42
3 (ETP) Evapotranspiración Potencial	400,15	791,00	12,37	750,00
4 (ETRN) ET Real Natural (sin cultivos de secano)	184,00	363,72		
5 (ETRES) ETR Espontánea (con cultivos de secano)	225,70	446,16	9,51	576,61
6 [5+12] (ETREF) ETR Efectiva (con regadío y usos)	247,49	489,24	9,95	603,28
7 [1-3] (DNM) Disponibilidad Natural Mínima	-60,15	-118,90	-0,08	-4,84
8 [1-5] (DNR) Disponibilidad Natural Real	114,30	225,94	2,78	168,55
9 [1+2-5] (DNAT) Disponibilidad N. Actual Total	115,12	227,56	2,82	170,97
10 (UT) Usos Totales	53,10	104,97	1,59	96,40
10.1 (UH) Usos Hidroeléctricos	16,00	31,63	0,28	16,98
10.2 (UA) Usos Agrícolas	24,24	47,92	0,29	17,58
10.3 (UI) Usos Industriales	1,94	3,83	0,31	18,80
10.4 (UU) Usos Urbanos	4,31	8,52	0,68	41,23
10.5 (URA) Usos de Refrigeración y Ambientales	6,61	13,07	0,03	1,81
11 [10-12] (R) Retornos	31,31	61,89	1,15	69,73
12 [10-11] (EIU) Evaporación Inducida por los Usos	21,79	43,08	0,44	26,67
13 (ST) Salidas del Territorio	94,39	186,59	2,43	147,33
14 (VS) Variación del Stock (embalses, acuíferos, etc)	-1,06	-2,10	-0,05	-3,03

15 [12+13+14] (EFN) Empleos Finales Netos	115,12	227,57	2,82	170,97
16 [1+2] (RBT) Recursos Brutos Totales	340,82	673,73	12,33	747,58
17 [5+12+13+14]=[16] (Empleos Brutos Finales)	340,82	673,73	12,33	747,58

Fuente: Gascó, J.M. y Naredo, J.M., *Las cuentas del agua en España*, Documento resumen, 1997.

Cuadro 2
NOMENCLATURA DEL ENFOQUE TERMOCÓNOMICO ASOCIADO AL CICLO
HIDROLÓGICO ANUAL MEDIO Y EJEMPLOS DE APLICACIÓN A ESPAÑA Y
A LAS CUENCAS INTERNAS DE CATALUÑA

---o0o---

	ESPAÑA (excepto la cuenca Sur)	C.I. de CATALUÑA
Potencia asociada al ciclo hidrológico (Unidades: MW)		
Potencia de entrada:		
1 (P_{fe}) Potencia física de entrada	28.607	607
2 (P_{qe}) Potencia química de entrada	4.997	120
3 (P_{te}) [1+2] Potencia total de entrada	33.604	727
Potencia de salida:		
4 (P_{fs}) Potencia física de salida	666	
5 (P_{qs}) Potencia química de salida	2.634	83
6 (P_{ts}) [4+5] Potencia total de salida	3.300	83
Pérdida de potencia:		
7 (LP_f) [1-4] Pérdida de potencia física	27.941	607
8 (LP_q) [2-5] Pérdida de potencia química	2.363	37
9 (LP_t) [3-6] Pérdida de potencia total	30.304	644

Origen de las pérdidas:		
10 (LP _{fu}) LP _f asociada a los usos directos del agua	497	30
11 (LP _{fn}) [7-10] LP _f natural o ajena a los usos directos	27.444	577
12 (LP _{qu}) LP _q asociada a los usos directos del agua	1.701	21
13 (LP _{qn}) LP _q [8-12] natural o ajena a los usos directos	662	16
14 (LP _{tu}) [10+12] LP _t asociada a los usos directos	2.198	51
15 (LP _{tn}) [9-14] LP _t natural o ajena a los usos directos	28.106	593
Costes de reposición de las pérdidas (Unidades: TWh)		
16 (KLP _f) Coste de reposición de LP _f (€ = 0,85)	287,96	6,25
17 (KLP _q) Coste de reposición de LP _q (€ = 0,20)	103,50	1,62
18 (KLP _t) [16+17] Coste de reposición de LP _t	391,46	7,88
19 (KLP _{fu}) Coste de reposición de LP _{fu}	42,00	0,72
20 (KLP _{fn}) Coste de reposición de LP _{fn}	245,96	5,53
21 (KLP _{qu}) Coste de reposición de LP _{qu}	74,50	0,92
22 (KLP _{qn}) Coste de reposición de LP _{qn}	29,00	0,70
23 (KLP _{tu}) [19+21] Coste de reposición de LP _{tu}	116,50	1,64
24 (KLP _{tn}) [20+22] Coste de reposición de LP _{tn}	274,96	6,23

Fuente: Potencia de entrada y de salida tomadas del Cuadro Q. I.I.2 de Gascó, J.M. y Naredo, J.M., *Las cuentas del agua en España*, Documento resumen, 1997 y elaboraciones propias a partir de los datos del Cuadro 1 anterior y de los Cuadros Q.I.I.1 a Q.I.I.5 del documento resumen de *Las Cuentas del agua en España* antes indicado.

Cuadro 3
CUANTIFICACIÓN DEL COSTE AMBIENTAL DE LOS USOS DEL AGUA EN
TÉRMINOS FÍSICOS Y MONETARIOS. APLICACIÓN A ESPAÑA Y A LAS
CUENCAS INTERNAS DE CATALUÑA

	ESPAÑA (excepto la cuenca Sur)	C.I. de CATALUÑA
1. Coste ambiental de los usos del agua (físico): Coste físico de reposición de las pérdidas de cantidad y calidad del agua asociadas a su uso directo (Unidades: TWh).		
1.1 (KLP _{fu}) Coste físico de reposición de LP _{fu}	42,00	0,72
1.2 (KLP _{qu}) Coste físico de reposición de LP _{qu}	74,50	0,92
1.3 (KLP _{tu}) [1.1+1.2] Coste físico de reposición de LP _{tu}	116,50	1,64
2. Coste ambiental de los usos del agua (monetario): Coste monetario de reposición de las pérdidas de cantidad y calidad de agua asociadas a su uso directo (Unidades: 10⁶ euros).		
2.1 (CLP _{fu}) Coste monetario de reposición de LP _{fu}	2.940	50
2.2 (CLP _{qu}) Coste monetario de reposición de LP _{qu}	5.215	64
2.3 (CLP _{tu}) [2.1+2.2] Coste monetario de reposición de LP _{tu}	8.155	114

Fuente: Coste físico, datos tomados del Cuadro 2. Coste monetario, calculado aplicando a los datos físicos el precio de 0,07 €/kWh.