

Cálculo termo-económico de los costes ambientales del agua. Aplicación a los costes de la Directiva Marco del Agua

Joan Escriu¹

Resumen:

El ciclo del agua está gobernado por la termodinámica. A partir de este hecho es posible construir una sólida estructura de costes basada sólo en la física, superando las subjetivas técnicas de valoración de los recursos naturales de la economía ambiental. Se clarifican los conceptos de coste de la Directiva Marco del Agua, explicando la aplicación de una nueva disciplina denominada Hidronomía Física, a cargo de un amplio equipo de técnicos e investigadores, que se presentó en un seminario sobre costes y cuentas de agua celebrado en Barcelona en junio de 2007, para calcular los costes ambientales del agua. Al final del artículo se indica su utilidad para otras aplicaciones.

Palabras clave: Coste servicio, Coste ambiental, Coste integral de reposición, Termo-economía, Exergo-ecología, Hidronomía Física, Entropía, Exergía, Coste exergético, Directiva Marco del Agua.

1. La dificultad de valorar los recursos naturales

La idea de pretender contabilizar la Naturaleza en unidades monetarias es uno de los mayores absurdos de la “Economía Ambiental”. Esta es una rama de la “Economía Ortodoxa” que surgió en la década de los 70 ante la sensibilización mundial por el agotamiento de los recursos naturales al que nos estaba abocando el rápido crecimiento de la población y el consumo, según ponían de manifiesto algunos informes².

Los desarrollos científicos de la geodesia, la mineralogía y la química, a finales del XVIII y principios del XIX, habían demostrado que la Tierra es finita. De acuerdo con este resultado, los economistas clásicos asumieron que era imposible crecer de forma ilimitada. Pero a finales del XIX y principios del XX, haciendo abstracción del mundo físico, la revolución neoclásica de la escuela marginalista rompió definitivamente con esa idea y adoptó un modelo cerrado de sistema económico. Su modelo se limita a considerar únicamente aquellos bienes que considera directamente útiles para el hombre en sus actividades e industrias, es decir, aquellos objetos que son apropiables, valorables y producibles³. Al dejar la Naturaleza fuera del sistema, el modelo neoclásico presupone que ésta tiene una capacidad ilimitada para suministrar los recursos que necesita la economía y para absorber sus residuos. Considera que el sistema económico es un proceso reversible y que la Naturaleza puede ser substituida por trabajo y capital, siendo éste el factor limitativo último⁴.

La Termodinámica y la Ecología, dos ciencias nacidas en el siglo XIX, han demostrado que en el mundo físico no existen procesos reversibles y que el verdadero factor limitativo es la Naturaleza, poniendo en entredicho el principio de substitución entre factores de producción. Pero la “Economía Ortodoxa” actual, que es heredera del paradigma neoclásico, lo ignora. Sorprendentemente este sigue siendo el razonamiento hoy dominante entre los economistas.

¹ Joan Escriu es actualmente ingeniero consultor de TEC CUATRO (jescriu@tec-4.es) y miembro de la Red de Economía Ecológica de España. Su experiencia profesional se ha desarrollado en los últimos 25 años en la administración hidráulica catalana. En la Agencia Catalana del Agua ha sido coordinador del análisis económico de la DMA en el período 2002-2007.

² En 1972 el Club de Roma emitió un primer informe que propugnaba un crecimiento cero para los países desarrollados [Meadows (1972)]. Ante las fuertes críticas recibidas, ese mismo año emitió un segundo informe más moderado en el que planteaba lo que denominó un “crecimiento orgánico”, un crecimiento que tiene un límite, como todo organismo vivo [MESAROVIC y PESTEL (1972)]. Todas las referencias bibliográficas pueden encontrarse al final del artículo.

³ NAREDO (2003).

⁴ El principio de plena substitución entre factores de la economía neoclásica implica que cualquier factor de producción puede medirse en último término en unidades monetarias.

Por lo que se refiere a los economistas ambientales, éstos siguen razonando en términos de precios, costes y beneficios, empeñados en mercantilizar la Naturaleza con el mismo instrumental analítico que utiliza la “Economía Ortodoxa”. Pero como ésta había desterrado a la Naturaleza fuera de su campo de razonamiento, se vieron obligados a recuperar el concepto de “externalidades”⁵. Consideran que estas “externalidades” o “efectos externos” son aspectos puramente marginales, meras excepciones que en ningún caso ponen en cuestión la bondad del sistema de mercado. Pese a la evidencia física que tenemos que el deterioro ambiental es una consecuencia normal de la actividad económica, el instrumento de las “externalidades” de la “Economía Ambiental” constituye una herramienta inadecuada, al estar sólo pensada para resolver situaciones excepcionales.

Como el mercado de la “Economía Ortodoxa” no tiene forma de contemplar la Naturaleza, los economistas ambientales tratan de crear mercados virtuales, construyendo curvas de oferta y demanda de los bienes ambientales.

Obtienen la función de la demanda a partir de la estimación de las preferencias de la gente. Éstas se valoran preguntando a las personas cuánto están dispuestas a pagar por los bienes ambientales o cuánto están dispuestas a percibir en compensación por su pérdida. Para ello, han desarrollado diferentes técnicas de valoración monetaria, como la de los precios hedónicos, la del coste de viaje o la de la valoración contingente⁶.

Por otro lado, evalúan la oferta a partir del coste de esos bienes. Este se obtiene sumando tres conceptos de coste:

- **Costes directos:** correspondientes a las actividades de extracción y transformación.
- **Costes externos:** en los que tratan de valorar las deseconomías externas producidas a otros usuarios actuales y al medio ambiente (coste ambiental).
- **Costes de agotamiento:** en los que tratan de valorar la pérdida del recurso natural para los usuarios futuros⁷. Este último componente desaparece cuando se trata de un recurso renovable⁸.

Con este instrumental, el punto de equilibrio entre oferta y demanda les proporciona el valor monetario del bien ambiental; pero se encuentran con diversas contradicciones teóricas y grandes dificultades prácticas para aplicarlo⁹. Señalemos aquí sólo algunas:

- Las preferencias de las personas dependen de su nivel de renta, por lo que se obtienen valores más altos para las rentas altas que para las rentas bajas.
- Las personas valoran más bajo los bienes cuando se trata de pagar por ellos que cuando se trata de percibir una compensación por su pérdida.

⁵ El concepto económico de “externalidades” o “economías externas” fue propuesto por Marshall para referirse a aquellos efectos no deseados que se producían y que se consideraban externos al sistema económico, pero fue posteriormente olvidado ante su dificultad de aplicación. En 1920 fue recuperado por Pigou para tratar los impactos sociales de la economía de mercado, al cuestionar la idea que tenían los economistas neoclásicos de que la actividad económica no generaba ningún efecto importante fuera de los beneficios pretendidos.

⁶ Una descripción de estas técnicas puede encontrarse en Rosen (1974), Steinnes (1992), Loomis (2000) y Bonnieux (2001).

⁷ Los economistas ambientales integran la variable temporal infravalorando el valor del recurso para las generaciones futuras mediante la aplicación de una tasa de descuento, que justifican en función de la tasa de interés del dinero.

⁸ Los economistas ambientales clasifican los recursos en “recursos renovables” y “recursos no renovables”.

⁹ BERMEJO (2001), capítulo II: “La economía del medio ambiente: valoración monetaria de la naturaleza”.

- El alto coste de las encuestas hace inviable conocer cuáles son las preferencias de las personas para todos los bienes ambientales.

La denominada “Economía Ecológica” se basa en un paradigma alternativo al de la “Economía Ortodoxa”. Nacida aquella oficialmente en los años 80¹⁰, integra en el razonamiento económico los conocimientos de otras ciencias, como la Termodinámica y la Ecología. En relación con la valoración de los recursos naturales, la “Economía Ecológica” se rige de acuerdo con el “principio de inconmensurabilidad”, según el cual existen valores físicos y sociales que no pueden reducirse a términos monetarios.

Para la “Economía Ecológica” el deterioro ambiental es la consecuencia de la explotación de los ecosistemas. Considera la economía como un proceso parcialmente reversible de deterioro y posterior restauración ambiental, que puede describirse mediante términos técnicos, aunque requiere una valoración social. Los economistas ecológicos habitualmente miden los flujos físicos del metabolismo del sistema económico en términos energéticos.

La “Economía Ecológica” considera que el objetivo de restauración de la Naturaleza a alcanzar viene establecido socio-culturalmente, de acuerdo con el máximo grado de deterioro que la sociedad considera tolerable. A lo largo de este proceso de ida y vuelta, explotación-restauración, los ecosistemas pasan por sucesivos estados ecológicos. Entre el “**estado natural**” (sin intervención humana) y el “**estado cero**” (máxima degradación), pueden distinguirse diversos estados intermedios, como el “**estado de explotación**” (situación en régimen de explotación no regulada, sin medidas correctoras del impacto ambiental) “**estado actual**” (situación observable como resultado de las medidas correctoras efectivamente aplicadas), el “**estado legal**” (situación que correspondería al total cumplimiento de la normativa ambiental) y el “**estado objetivo**” fijado por consenso (situación correspondiente a la aspiración social de calidad ambiental). En el proceso de tránsito entre los diferentes estados ecológicos aparecen los llamados “**costes de explotación**” (de menor a mayor deterioro) y los llamados “**costes de restauración**” (de mayor a menor deterioro). Ambas categorías de coste tienen carácter multidimensional (costes monetarios y costes físicos).

2. Los costes del agua en la Directiva Marco del Agua

A lo largo del proceso de elaboración, aprobación e implementación de la DMA, la consideración de los costes asociados al uso del agua en la UE ha sido objeto de largas discusiones, aún no resueltas, que han seguido aflorando en el proceso posterior de análisis económico del agua en las demarcaciones hidrográficas. Las posiciones contrapuestas surgen tanto en lo relativo al concepto de coste como a los métodos de cálculo¹¹, impidiendo una aplicación homogénea de la Directiva, y quedan explícitamente reflejadas en los informes de conclusiones elaborados por los grupos de trabajo europeos WATECO y ECO2¹².

El consenso mayoritario de los grupos de trabajo europeos distingue tres categorías de coste¹³:

- **Costes financieros:** corresponden al coste monetario de los servicios del ciclo del agua.
- **Costes ambientales:** corresponden a los costes infringidos al medio ambiente o a otros usuarios por su deterioro.
- **Costes del recurso:** han sido interpretados de diferentes formas, como costes de oportunidad inicialmente y como costes de escasez después, considerándose finalmente que se trata de costes de naturaleza ambiental.

¹⁰ En 1987 se creó en Barcelona la Sociedad Internacional de Economía Ecológica, aunque existen numerosos ejemplos de estudio de los flujos de energía en la economía desde finales del XIX. Consultar MARTÍNEZ ALIER (1992).

¹¹ ESTEVAN (2007), capítulo 2: “Los costes del agua en la Directiva Marco del Agua”.

¹² WATECO (2002) y ECO2 (2004).

¹³ Es interesante comparar estas tres categorías de coste de la DMA con los tipos de coste de los recursos que considera la Economía Ambiental, indicados en el apartado 1.

En las actas del ECO2 se considera que los *costes ambientales* son “costes económicos para el medio acuático y otros usuarios causados por un uso o servicio específico del agua” y que los *costes del recurso* son “costes de oportunidad de un uso alternativo del agua”. Finalmente se admite que “los *costes ambientales* y (los *costes*) *del recurso* son básicamente lo mismo”. Asimismo se indica que “los *costes ambientales* y (los *costes*) *del recurso* pueden ser estimados si se conocen la situación de referencia y la situación objetivo”. Como referencia puede adoptarse la situación actual o la situación proyectada a 2015 sin nuevas medidas correctoras.

El objetivo a alcanzar antes del 2015 según la DMA es el “buen estado” de las masas de agua, aunque aquellas que actualmente gozan ya de un “muy buen estado” deberán mantenerlo (“principio de no deterioro”) y aquellas otras que están fuertemente modificadas deberán alcanzar el “máximo potencial ecológico” posible. Estos estados han sido caracterizados por los expertos de los estados miembros, tras un largo proceso de inter-calibración de protocolos de estado ecológico que han desarrollado diferentes grupos de trabajo europeo, estableciendo valores de tres tipos de parámetros: de calidad físico-química (carga orgánica, nutrientes, salinidad y contaminantes específicos), de calidad biológica (macroinvertebrados, algas diatomeas y población piscícola) y de calidad hidro-morfológica (bosque de ribera y continuidad fluvial). Ver figura 1.

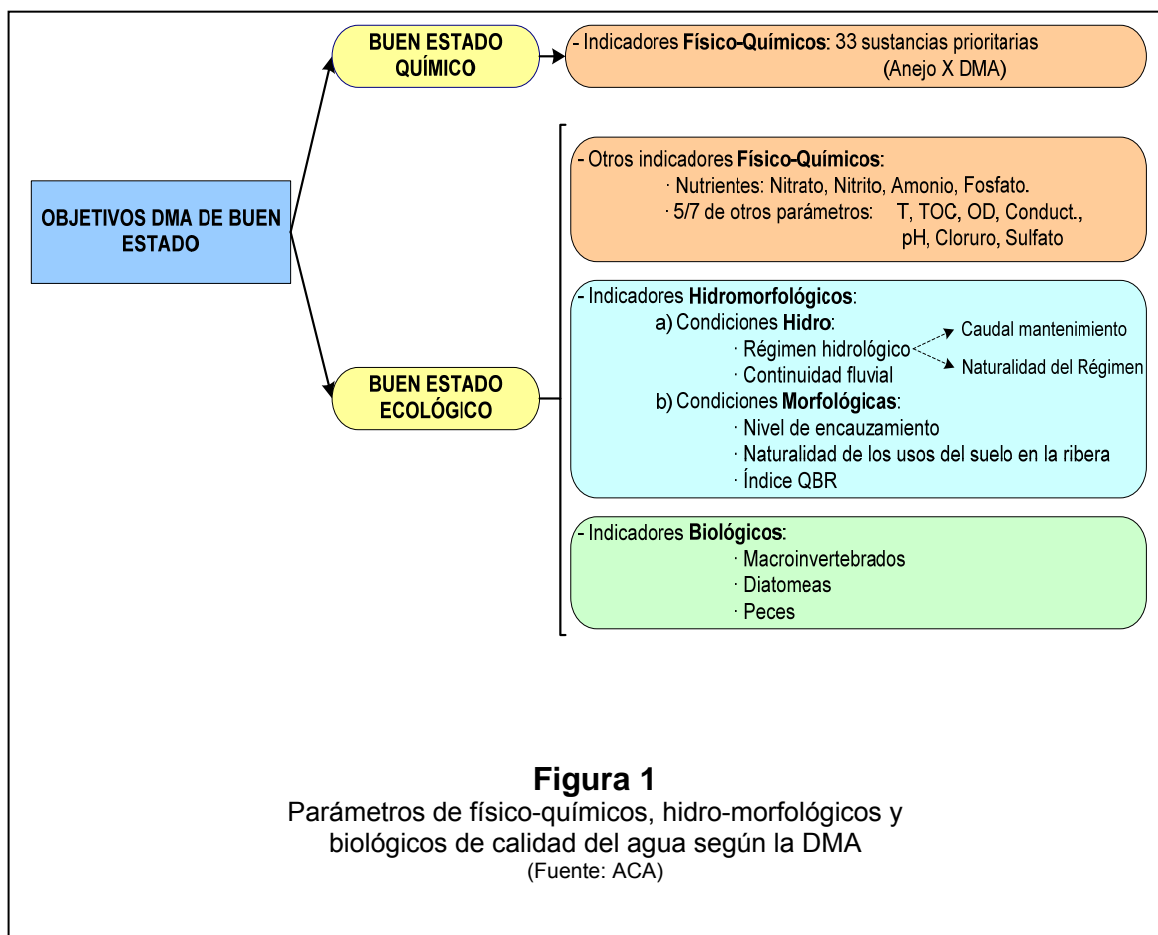


Figura 1
Parámetros de físico-químicos, hidro-morfológicos y biológicos de calidad del agua según la DMA
(Fuente: ACA)

3. Seminario sobre costes y cuentas del agua en Cataluña

En junio de 2007 se celebró en Barcelona un seminario sobre costes y cuentas del agua¹⁴, organizado por la Agencia Catalana del Agua, el Instituto de Ciencias y Tecnologías Ambientales (UAB) y la Fundación Nueva Cultura del Agua. En el mismo se hizo una revisión crítica de algunos aspectos económicos de la DMA desde la perspectiva de la Economía Ecológica. A lo largo de las sesiones se aportaron propuestas concretas que permitieron clarificar la ambigüedad de la DMA en relación con los conceptos de costes relacionados con el uso y los servicios del agua y se presentó un método de cálculo y de asignación de costes ambientales y del recurso basado en un análisis *termo-económico* del ciclo hidrológico (*Hidronomía Física*).

En el Documento Marco del seminario se distinguieron las siguientes categorías o tipos de coste en relación con el uso y los servicios del agua¹⁵.

- **Coste de obtención del recurso:** es el menor o la combinación más baja entre los dos costes siguientes, el de *generación del recurso* y el de *reasignación del recurso*.
 - **Coste de generación del recurso:** es el coste (energético y monetario) de poner en un determinado punto del territorio 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.
 - **Coste de reasignación del recurso:** es el coste de poner en un punto del territorio agua de calidad derivada del sistema de usos a través de políticas de gestión de la demanda o desviando agua desde usos menos eficientes hacia otros más eficientes o valorados. Pueden distinguirse dos componentes: uno (energético y monetario) correspondiente a operaciones orientadas a lograr agua mediante el ahorro o la eficiencia o a operaciones orientadas a llevarla a los puntos de destino en las condiciones de cantidad y calidad requeridas (captación, impulsión, transporte y bombeo), y otro (exclusivamente monetario) destinado a retribuir a los concesionarios de agua por la cesión total o parcial de sus derechos a favor de otros usuarios.
- **Coste de reposición del recurso:** debe distinguirse entre *coste integral de reposición* y *coste parcial de reposición*.
 - **Coste integral de reposición del recurso:** es el coste de reponer o restaurar artificialmente el ciclo hidrológico en un punto del territorio o, dicho de otra forma, el coste (energético y monetario) de desalar agua del mar y de situarla en ese punto en la cantidad y calidad deseadas con la mejor tecnología disponible.
 - **Coste parcial de reposición:** corresponde a la combinación de medidas u operaciones de menor coste (físico y monetario) que permitan aumentar en una masa de agua su cantidad y/o mejorar su calidad. Puede tratarse de operaciones de conservación o mejora practicadas en el sistema de recursos (tratamientos o bombeos, por ejemplo) o de intervenciones en el sistema de usos (subvenciones para reducir la incidencia de usos consuntivos o muy contaminantes o indemnizaciones para rescatar derechos históricos, por ejemplo).

Según se recoge en el Documento Marco del seminario, una buena gestión económica del agua es aquella que evita situaciones que conllevan un coste de generación de nuevo recurso superior al coste de reasignación de recurso procedente del sistema de usos, o que suponen un coste de obtención de recurso superior al coste de reposición integral. Debemos añadir aquí

¹⁴ La Agencia Catalana del Agua tiene previsto editar próximamente un libro que recogerá las ponencias presentadas en el seminario sobre Costes y Cuentas del Agua en Cataluña en relación con la Directiva Marco del Agua, celebrado en Barcelona en Junio de 2007.

¹⁵ Ver el Documento Marco del seminario en NAREDO (2007).

que tampoco son económicamente razonables aquellas situaciones que comportan costes efectivos de reposición superiores al coste de reposición integral.

Respecto al coste parcial de reposición, en el seminario se precisó lo que debe entenderse como coste ambiental, que tiene dos componentes de naturaleza muy diferentes: el *coste ambiental (directo) del agua* y el *coste ambiental (indirecto) de los ecosistemas* vinculados a la misma.

- **Coste ambiental (directo) del agua:** es el coste mínimo para evitar (mediante normativas o instrumentos socioeconómicos) o reponer (aplicando la mejor tecnología disponible) las pérdidas de cantidad y calidad del agua de un ámbito concreto, ocasionadas por la presión ejercida por los usos, hasta alcanzar en la misma un determinado objetivo de calidad¹⁶.

También puede hablarse del coste ambiental de un uso o conjunto de usos (por ejemplo los usos que integran una cuenca hidrográfica o los usos que ejercen presiones sobre la misma) y del coste ambiental de una masa, parte o agrupación de masas de agua¹⁷.

- **Coste ambiental (directo) de un uso del agua:** es el coste mínimo (físico y monetario) de evitar (mediante normativas o instrumentos socioeconómicos) o reponer (con la mejor tecnología disponible) las pérdidas de cantidad (por evaporación, evo-transpiración o consumo) y de calidad (por contaminación) del agua directamente afectada por ese uso, hasta el nivel convenido. Puede referirse también a un conjunto de usos.
- **Coste ambiental (directo) de una masa de agua:** es el coste mínimo (físico y monetario) de evitar (mediante normativas o instrumentos socioeconómicos) o reponer (aplicando la mejor tecnología disponible) las pérdidas de cantidad y calidad de la masa de agua, ocasionadas por las actividades que la afectan, hasta alcanzar el nivel de calidad exigido para la misma. Puede referirse también a una parte o agrupación de masas de agua.
- **Coste ambiental (indirecto) de los ecosistemas:** es el coste asociado a los efectos que la degradación de la calidad tiene para los organismos, ecosistemas y paisajes vinculados a una o varias masas de agua. Tiene una componente física muy difícil de evaluar, debido a la complejidad que exhiben los ecosistemas y a su alto grado de irreversibilidad, pero podemos tomar como coste el de las medidas complementarias que efectivamente se convenga tomar para su conservación o para su restauración.

El coste ambiental de los ecosistemas puede referirse al **coste ambiental de los ecosistemas interno**, relacionado con el coste de conservación o restauración de los organismos, ecosistemas y paisajes interiores a una masa de agua, cuenca o territorio, o bien al **coste ambiental de los ecosistemas externo**, correspondiente a los costes de restauración de la “huella” del deterioro ecológico ocasionada en otros territorios vinculadas al deterioro del agua en esa cuenca o territorio.

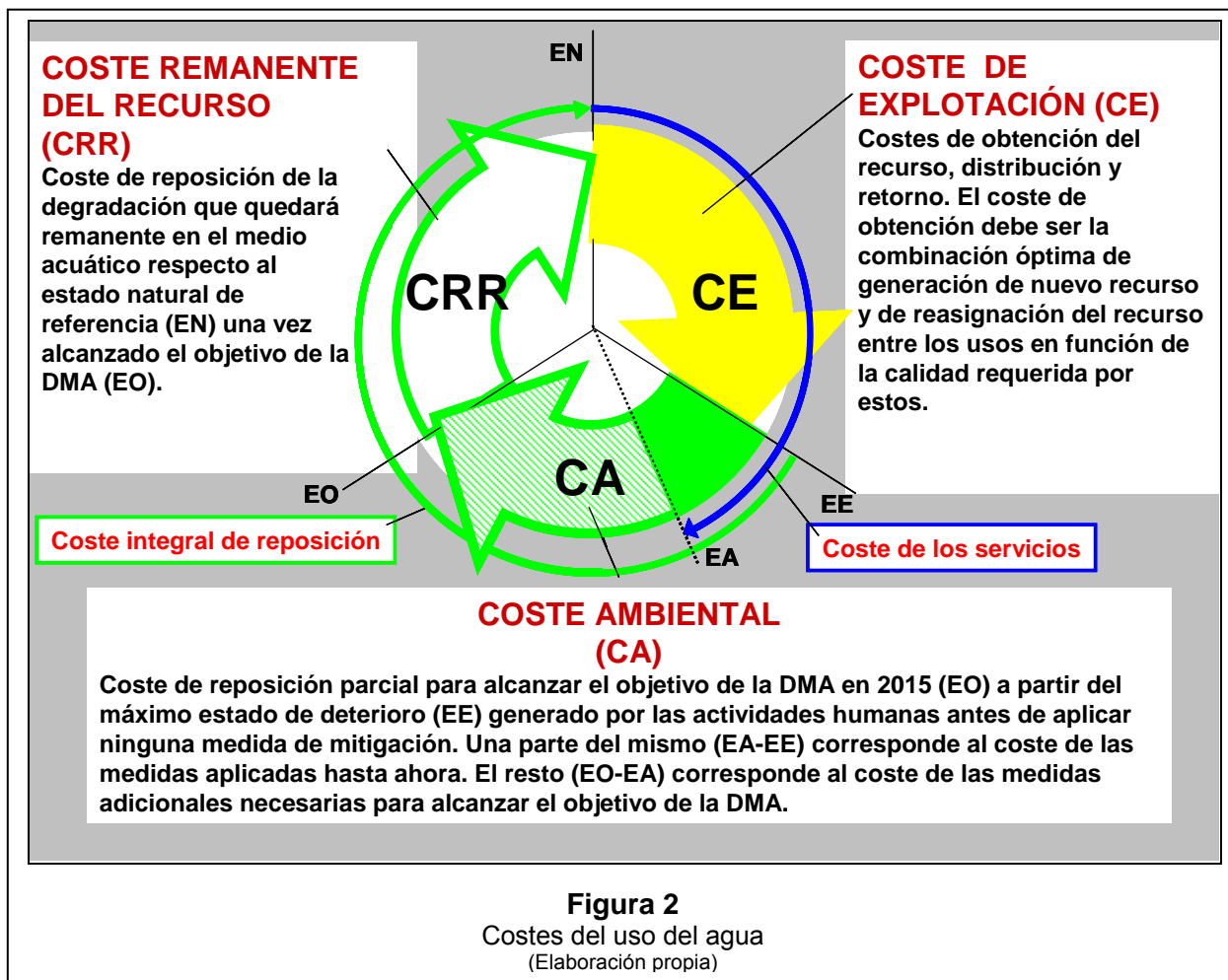
También puede hablarse del **coste ambiental (directo) efectivo**, como el gasto de las anotaciones contables correspondientes a las medidas de reposición efectivamente aplicadas, que raramente coincidirá con el coste ambiental teórico de reposición referido a la combinación de medidas de menor coste. Cuando nos referimos a los ecosistemas, sólo podemos hablar del **coste ambiental efectivo de los ecosistemas**, puesto que no somos capaces de evaluar, por su complejidad e irreversibilidad, su coste teórico de reposición.

En el caso de la DMA, el nivel de calidad exigido es el “buen estado” de las masas de agua. En el esquema circular de la figura 2 se han representado los *costes de explotación (CE)*, que incluyen los costes de obtención del recurso, de distribución y de retorno al medio, el *coste*

¹⁶ El coste ambiental del agua excluye la reposición del deterioro del agua producido por condiciones naturales y exige precisar a qué ámbito se refiere y cuál es el objetivo de calidad a alcanzar (es por tanto un coste parcial de reposición). Está vinculado a todos los usos que ejercen presión en ese ámbito, aunque estén situados fuera del mismo. Por “coste mínimo” queremos decir que corresponde a la combinación de operaciones o medidas que minimizan el coste de reposición.

¹⁷ El coste ambiental de un uso y el coste ambiental de una masa de agua son costes de reposición parcial.

ambiental (CA), que corresponde al coste parcial de reposición asociado a las medidas necesarias para alcanzar el buen estado de las masas de agua, y el *coste integral de reposición (CIR)*. El coste monetario de las medidas actuales que corrigen o evitan parte del coste ambiental (pasando del estado de explotación EE al estado actual EA), más el coste monetario de las operaciones de explotación (CE) constituyen el coste de los servicios actuales. Cuando se cumpla el objetivo de la DMA aún quedará sin restaurar una parte de la degradación del agua, cuyo coste teórico de reposición (que es evaluable como el coste de las medidas complementarias necesarias para alcanzar el estado natural EN a partir del estado objetivo EO) se ha denominado en la figura 2 *coste remanente del recurso (CRR)*.



4. Hidronomía física

Ya hemos dicho que los métodos de evaluación de los recursos naturales de la “Economía Ambiental”, al estar basados en opiniones subjetivas, son absolutamente imprecisos y tienen serios problemas para poder aplicarse con carácter global. Por otra parte, al reducir la valoración a unidades monetarias, mediante un precio subjetivo e imperfecto, muchas veces tributario de políticas de precios alejadas de la realidad física, la aplicación de estos métodos rompe la cadena de objetividad del proceso económico, entendiendo como tal tanto las operaciones de producción y consumo como las operaciones de extracción de recursos naturales y de retorno de residuos.

La transformación de costes monetarios en costes físicos basada en coeficientes input-output técnicos es sólo justificable cuando no hay disponibles otras alternativas y métodos más

rigurosos. Es posible recurrir a otras disciplinas, para las cuales el medioambiente no es algo extraño, sino parte de su objeto de estudio. Nos referimos a la Termodinámica y a la Ecología, que se apoyan en la propia naturaleza (física) del sistema económico así como en su interacción con el medioambiente circundante. Existen notables ejemplos de cuantificación física del proceso económico a partir de los flujos de energía vinculados al funcionamiento de los ecosistemas¹⁸.

La disciplina llamada “Termo-economía” tiene por objeto explicar el proceso económico mediante la aplicación de los principios de la Termodinámica. De acuerdo con el 2º Principio¹⁹, el coste es un sacrificio de recursos, y éstos una vez consumidos lo han sido para siempre. Para ella este hecho debe considerarse la base de la contabilidad física.

De acuerdo con el 1º y 2º Principios, para explicar cualquier proceso la Termodinámica necesita realizar dos balances, el de la energía consumida y el de la “entropía” generada. La *exergía*, que es la parte de la energía que podemos aprovechar, es una magnitud termodinámica que lleva incorporadas ambas informaciones, como expresa la siguiente ecuación:

$$\text{Balance de exergía} = \text{Balance de energía} - T_0 \times \text{Balance de entropía} \quad (1)$$

donde T_0 es la temperatura absoluta del medioambiente de referencia.

El consumo de recursos naturales y el retorno de residuos implican destrucción de sistemas organizados y dispersión, o dicho en términos termodinámicos, generación de entropía (equivalente a destrucción de exergía). Esta es la razón de que el análisis exergético nos permita describir el agotamiento del capital natural. Actualmente, la “Exergo-ecología”, disciplina que propuso Valero en 1998²⁰, está empezando a ser considerada a nivel internacional como una herramienta rigurosa de futuro para la contabilidad de los recursos naturales.

La aplicación de la “Exergo-ecología” al recurso natural “agua” fue presentada por Valero en el ya citado seminario de Barcelona y bautizada por él mismo con el nombre de “Hidronomía Física” (HF).

5. Los conceptos de *exergía* y de *coste exergético*

Exergía

El valor termodinámico de un recurso natural, caracterizado por sus propiedades específicas, está definido por la energía mínima o trabajo útil (*exergía*) necesario para producirlo a partir de sus elementos constituyentes que se encuentran en el medioambiente de referencia”. La denominamos con la letra *B*. La *exergía* (*B*) de un sistema refleja el potencial termodinámico que tiene por no estar en equilibrio con su medioambiente o, más precisamente, por no estar en un estado muerto, que se designa por RE. Este RE debe ser determinado a partir del medioambiente natural y es definido como aquel en el cual su altura, presión, temperatura, composición y otras propiedades físicas tienen una exergía igual a cero. Una vez definido el ambiente de referencia, puede calcularse el “coste termodinámico mínimo” (exergía) de cualquier flujo material y/o energético.

La exergía tiene en cuenta todos los gradientes físicos que diferencian a un sistema de su ambiente, como altura, velocidad, presión, temperatura, composición química, concentración,

¹⁸ Podemos recordar en este sentido algunas aproximaciones físicas, como las descritas en COSTANZA (1981), ODUM (1983), GASCÓ y NAREDO (1994) o FARBER (2006).

¹⁹ Sobre la especial significación que tiene el 2º Principio de la Termodinámica (Ley de la Entropía) en el proceso económico puede consultarse GEORGESCU-ROEGEN (1996).

carga eléctrica o carga magnética, expresando todos ellos en unidades de energía. Por otro lado la exergía tiene la propiedad aditiva. Por ello, cualquier producto, recurso natural, proceso productivo o emisión contaminante pueden ser valorados desde un punto de vista exergético.

La exergía total B de un sistema se calcula como suma de los componentes exergéticos B_i correspondientes a cada una de las características físicas que lo diferencian de su ambiente:

$$B = \sum B_i \quad (2)$$

Coste exergético de reposición

Los procesos humanos de producción están lejos de las condiciones ideales debido a la ineficiencia de nuestra tecnología. Por ello, la exergía real requerida para obtener un recurso o restaurar su degradación siempre es mayor que la exergía ideal mínima necesaria (exergía).

Con objeto de superar este problema, necesitamos incluir en la evaluación termodinámica de los recursos los costes unitarios físicos de los procesos reales conocidos como *Costes Exergéticos de Reposición* (ERC). Estos se definen como la relación entre la exergía realmente invertida en el proceso de obtención del recurso y la exergía mínima requerida si el proceso fuera ideal. El coste exergético tiene un valor adimensional y mide el número de unidades de exergía real necesarias para obtener una unidad de exergía de producto. Generalmente, el coste exergético de reposición es decenas o incluso cientos de veces mayor que su contenido exergético.

El valor físico real de un recurso (coste exergético total) B^* está pues determinado por la suma de los diferentes componentes de la exergía (B_i) multiplicados por el coste exergético unitario de reposición (ERC_i) del proceso de restauración de cada característica física del recurso:

$$B^* = \sum B_i^* = \sum ERC_i \times B_i \quad (3)$$

6. La medida del deterioro del agua en la HF

El medioambiente más adecuado tomado como referencia (RE) para calcular la exergía de las masas de agua es el agua del mar. El agua del mar es el último desagüe donde llegan todas las aguas. Una vez el agua fresca se mezcla con el agua salada del mar, su utilidad para el uso humano, agrícola o industrial está prácticamente perdida.

Así, para un río, el agua tiene máxima exergía cuando aparece al principio como agua de lluvia, y ésta decrece progresivamente según fluye hacia su desembocadura, debido a la degradación provocada por las extracciones de agua y los vertidos realizados en su curso, perdiendo toda la exergía residual que le pueda quedar cuando llega al mar, al mezclarse con el agua salada. Por otra parte, el agua del mar puede ser vista como un enorme depósito de agua del cual puede obtenerse cierta cantidad y calidad de agua mediante la tecnología apropiada (desalación) y con un abastecimiento suficiente de energía primaria.

La exergía de una masa de agua B mide en unidades de energía (kW) el contenido exergético que potencialmente puede perder. Está definida por su flujo másico m' (kg/s) y seis parámetros físicos de medida característicos de su estado termodinámico: temperatura, presión, composición química y concentración, velocidad y altitud ²¹. El flujo másico m' puede ser el caudal de un río o la recarga de un acuífero. El método exergético asocia cada parámetro con su componente exergético: térmico, mecánico, químico, cinético y potencial. Asume la aproximación de un líquido incompresible en el que su exergía está definida mediante los citados componentes. Cada componente específico de la exergía ($b_i = B_i / m'$)

²¹ ZALETA (1998).

debe ser calculado por separado. La suma de todos los componentes expresa la exergía específica total ($b_T = \sum b_i$), que se mide en kJ/kg y puede ser entendida como la mínima energía útil requerida para restaurar una unidad del recurso desde la referencia RE. La exergía absoluta (B) del flujo másico de agua m' es el producto de m' por la exergía específica b_T y se mide en unidades de potencia (kW). Todo ello se expresa en las fórmulas siguientes:

$$B = m' \cdot b_T \quad (4)$$

$$b_T = b_{\text{térmica}} + b_{\text{mecánica}} + b_{\text{potencial}} + b_{\text{cinética}} + b_{\text{composición química}} + b_{\text{concentración mezcla}} \quad (5)$$

Cada componente b_i es una función que relaciona las propiedades físico-químicas de la masa de agua considerada y del medio ambiente de referencia y serán explicadas a continuación con mayor detalle²².

Exergía térmica

La exergía térmica (b_t) depende de la capacidad calorífica específica de la solución acuosa $c_{p,a}$ (kJ/kgK) y de las temperaturas T_a y T_0 , medidas en K, en la masa de agua y en la referencia RE (mar) respectivamente. Se calcula mediante la fórmula siguiente:

$$b_t = c_{p,a} \cdot [(T_a - T_0) - T_0 \cdot \ln (T_a / T_0)] \quad (6)$$

La capacidad calorífica de la solución puede obtenerse a partir de la capacidad calorífica del agua pura c_{pH_2O} mediante una función que expresa su dependencia de la temperatura y de la salinidad.²³

La exergía térmica es un término eminentemente natural ligado al ciclo hidrológico, que sólo se ve afectado si el río recibe aguas termales o existen vertidos que alteren la temperatura. Su valor es muy importante ya que el RE (agua de mar) es un inmenso depósito en el cual la temperatura oscila muy poco en comparación con los cambios acusados que se producen en los cursos de los ríos. Normalmente éstos presentan un salto térmico respecto al mar, que es negativo en cabecera y positivo en algunos casos en el curso bajo del río.

Exergía mecánica

El término de exergía mecánica (b_m) se calcula a partir del volumen específico de solución acuosa v_a (m³/kg) y de la diferencia de presión con el RE (mar), mediante la fórmula siguiente:

$$b_m = v_a \cdot (p_a - p_0) \quad (7)$$

El volumen específico de la solución varía con la concentración de sales y la temperatura²⁴.

Este componente puede ser significativo si se analizan estaciones de bombeo y sistemas de conducciones de presión, así como agua almacenada en depósitos, embalses o acuíferos confinados.

Exergía potencial

El término de exergía potencial (b_p) se calcula a partir de la diferencia de altura entre el punto de medida y el RE (mar), mediante la fórmula siguiente:

$$b_p = g \cdot (z_a - z_0) \quad (8)$$

²² VALERO (2007).

²³ BROMLEY (1970).

²⁴ MOTERSHED (1966).

Es un componente de origen eminentemente natural ligado al ciclo hidrológico, que sólo se ve afectado si existen aprovechamientos hidroeléctricos. Este término es bastante importante en el origen del río de una cuenca y suele ser el componente exergético de valor más alto y el que más se degrada. En los tramos de río con aprovechamientos hidroeléctricos la pérdida de exergía puede ser importante si las centrales no son fluyentes, al desviar el agua del río. Esta pérdida será convertida en energía hidroeléctrica. La altura del agua del mar se toma igual a cero.

Exergía cinética

En el caso de un río, la exergía cinética (b_k) se calcula para la velocidad media de la sección de muestreo C_a (m/s), ya que la velocidad C_0 en la RE (mar) es por definición igual a cero. En el caso de un acuífero, C_a es la velocidad del flujo subterráneo. Se calcula mediante la fórmula siguiente:

$$b_k = \frac{1}{2} \cdot (C_a^2 - C_0^2) \quad (9)$$

A menos que la estación de muestreo esté localizada en rápidos o canales hidroeléctricos, este término no es relevante. Un caso especial son las estaciones de aforo, en que la velocidad no es representativa, ya que para medir el caudal normalmente el cauce ha sido modificado.

Exergía química de composición y de concentración

Cualquier componente diluido en una solución acuosa tiene una composición química y una concentración que contribuyen en la exergía total de la mezcla.

Composición química

El primer término aparece sólo para aquellas sustancias presentes en la masa de agua y que no lo están en el agua del mar.

La exergía química (b_q) de cualquier compuesto químico puede ser fácilmente calculada a partir de la energía libre de formación de Gibbs²⁵ (ΔG_f) de la sustancia (kJ/kmol), la cantidad de kmol de cada elemento e contenido en un kmol de sustancia i (n_e) y la exergía química estándar ($b_{sch,e}$)²⁶ medida en kJ/kmol del elemento e . Esta exergía tiene que ser calculada para todas las sustancias presentes en la masa de agua y sumadas de acuerdo con su molalidad relativa (y_i), medida en kmol de sustancia i por kg de agua. La fórmula de cálculo es la siguiente:

$$b_q = \left[\sum_i y_i \cdot (\Delta G_f + \sum_e n_e \cdot b_{sch,e}) \right]_a - \left[\sum_i y_i \cdot (\Delta G_f + \sum_e n_e \cdot b_{sch,e}) \right]_0 \quad (10)$$

Concentración

Además de la exergía química de composición, la concentración de sustancias en las masas de agua debe ser comparada con su concentración en el estado de referencia. Este término es el más complejo de calcular, debiéndose considerar dos contribuciones: una correspondiente a los disueltos inorgánicos y otra correspondiente a las sustancias orgánicas. Las actividades de cualquier sustancia i en agua (a_i) son más usadas que la concentración molar (x_i) cuando se trata de soluciones.

²⁵ La energía libre de formación de Gibbs se encuentra en cualquier manual de propiedades termodinámicas. Ver por ejemplo LIDE (2002).

²⁶ Las exergías químicas estándar de cada elemento pueden encontrarse en SZARGUT (2005).

Para cualquier solución acuosa electrolítica, compuesta principalmente por sales inorgánicas disueltas, la exergía de concentración puede calcularse a partir de la concentración molar x_i del componente i , la temperatura de la RE (T_0) y las actividades a_i y $a_{i,0}$ del componente en la solución y en la RE respectivamente, aplicando la fórmula siguiente:

$$b_c = \sum_i x_i \cdot R \cdot T_0 \cdot \ln (a_i / a_{i,0}) \quad (11)$$

Las sustancias inorgánicas disueltas pueden conocerse por medición directa en estaciones de muestreo. A partir de la molalidad de cada electrolito m_i (moles de soluto por kg de solvente) y su coeficiente de actividad ²⁷ (γ_i), que permite tener en cuenta las interacciones moleculares, puede calcularse la actividad de cada uno de ellos mediante la fórmula siguiente:

$$a_i = \gamma_i \cdot m_i \quad (12)$$

El factor γ_i puede ser calculado aplicando la teoría de Debye-Hückel²⁸ para disoluciones acuosas, que explica las interacciones electrostáticas:

$$\ln \gamma_i = - A \cdot z_i^2 \cdot (I)^{1/2} / [1 + B \cdot \Phi_i \cdot (I)^{1/2}] \quad (13)$$

donde A y B son constantes que sólo dependen de la temperatura de las soluciones acuosas, z_i es la carga iónica (valencia), Φ_i es el diámetro efectivo del ión en la solución, e es la fuerza iónica que tiene en cuenta el efecto que tiene el resto de los electrolitos en la mezcla y se calcula mediante la fórmula:

$$I = \frac{1}{2} \sum_i m_i \cdot z_i^2 \quad (14)$$

Las sustancias orgánicas disueltas son estimadas a partir de la medida correspondiente a la materia orgánica contenida en el agua. Cuando se dispone de la medida de la demanda química de oxígeno (COD), se supone una reacción de combustión que asume que la materia orgánica es totalmente biodegradable. Entonces, puede representarse por la fórmula genérica CH_2O (la combinación molecular básica del azúcar). Sin embargo, la COD no es adecuada cuando la concentración orgánica es muy baja, como en los ríos. En estos casos, el parámetro comúnmente empleado es el carbono orgánico total (COT). La medida del carbono presupone que se encuentra en la forma molecular mencionada más arriba. Finalmente, debe notarse que también se consideran el nitrógeno orgánico y el fósforo medido en el río, presuponiendo que tienen un origen orgánico.

En resumen, mediante el concepto termodinámico de la exergía, cuyo valor calculamos con las fórmulas 4 y 5, podemos conocer el valor termo-económico de una sustancia acuosa dada, caracterizada por su cantidad y su calidad físico-química. Por otro lado, si expresamos la ecuación 4 en sus incrementos finitos, obtendremos la siguiente expresión de la degradación ΔB de esa sustancia:

$$\Delta B = \Delta m' \cdot b_T + m' \cdot \Delta b_T \quad (15)$$

que nos dice que la degradación ΔB es la suma de una degradación cuantitativa ($\Delta m' \cdot b_T$), debida a la reducción de la cantidad de sustancia presente ($\Delta m'$), y de una degradación cualitativa ($m' \cdot \Delta b_T$), debida a la degradación de su calidad físico-química (Δb_T).

7. Perfil exergético de un río

El perfil exergético de un río a lo largo de su curso es una curva característica que guarda una cierta similitud en todos ellos. Este hecho puede ser explicado analizando los perfiles típicos de la exergía específica y del flujo de agua de los ríos.

²⁷ KLOTZ (2000)

²⁸ KLOTZ (1977)

El perfil ideal y simplificado de la exergía específica de un río se ilustra en la Figura 3 (a). En el nacimiento de un río el agua se encuentra en su cota más alta y en el estado más puro, por lo cual sus exergías física y química tienen en este punto su valor más alto. Conforme fluye hacia la desembocadura, el agua pierde altura y pureza y, por consiguiente, su exergía específica decrece hasta que alcanza el punto de mínima exergía (máxima degradación) que es el mar (ambiente de referencia). Por otra parte, el flujo de agua generalmente sigue el camino opuesto, es decir, es mínimo en la fuente y máximo en la desembocadura. Ambos efectos juntos dan un patrón de exergía total ideal de una curva en forma de campana, como muestra la figura 3(a). En un caso real estos perfiles tendrán el aspecto de la figura 3 (b).

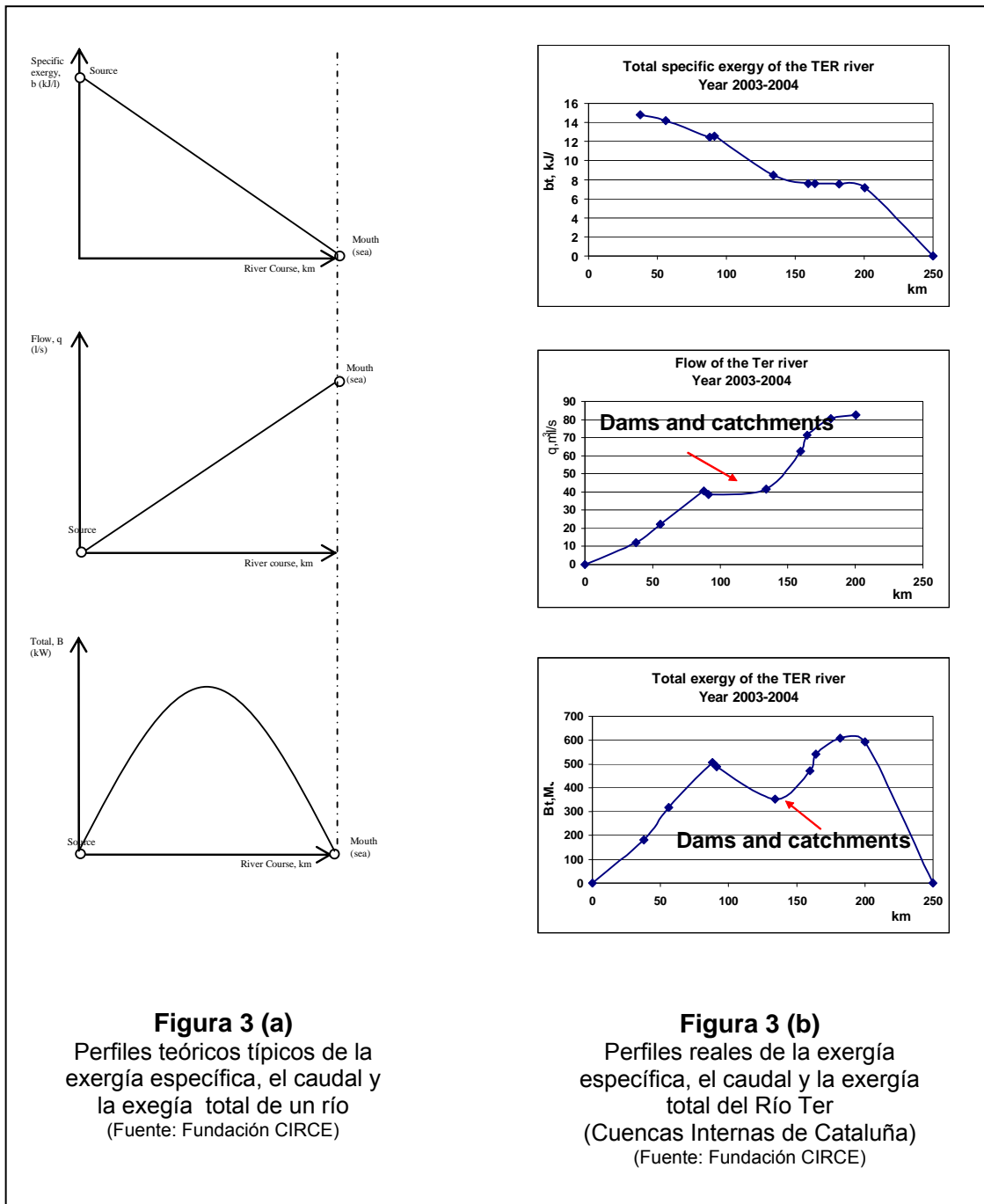


Figura 3 (a)

Perfiles teóricos típicos de la exergía específica, el caudal y la exergía total de un río
(Fuente: Fundación CIRCE)

Figura 3 (b)

Perfiles reales de la exergía específica, el caudal y la exergía total del Río Ter
(Cuencas Internas de Cataluña)
(Fuente: Fundación CIRCE)

8. El coste de reposición en la HF

Como hemos visto, la fórmula 3 nos da el coste exergético de reposición de un recurso como suma de los componente exergéticos (B_i) multiplicados por los coste exergético unitarios de reposición (ERC_i) de los proceso de restauración de las diferentes características físicas del recurso.

En el caso de una masa de agua con una exergía B , el coste de reposición B^* (kW) da una idea del esfuerzo que deberíamos hacer para restaurar toda su cantidad y calidad a partir del mar, mediante desalación y bombeo. Corresponde por tanto a lo que hemos denominado en el punto 2 *coste integral de reposición* (CIR). Este representa un umbral máximo de coste que nunca se debería alcanzar.

En realidad el objetivo de la planificación hidrológica es recuperar parte del deterioro²⁹ total, correspondiente a la exergía ΔB , hasta alcanzar un determinado objetivo de cantidad y calidad. Ese diferencial de la exergía se obtendrá como diferencia entre los valores de la exergía del estado marcado como objetivo de la planificación B_{ob} y del estado actual de partida B_{ac} . En este caso, el coste exergético de reposición ΔB^* representará el coste, expresado en unidades energéticas, para alcanzar ese objetivo con la mejor tecnología disponible. Es por tanto un coste parcial de reposición que coincide con lo que hemos denominado “coste ambiental” en el apartado 3.

Para obtener los coeficientes ERC_i que nos permiten calcular los costes de reposición es preciso conocer las tecnologías existentes, su rango de aplicación y sus consumos específicos³⁰.

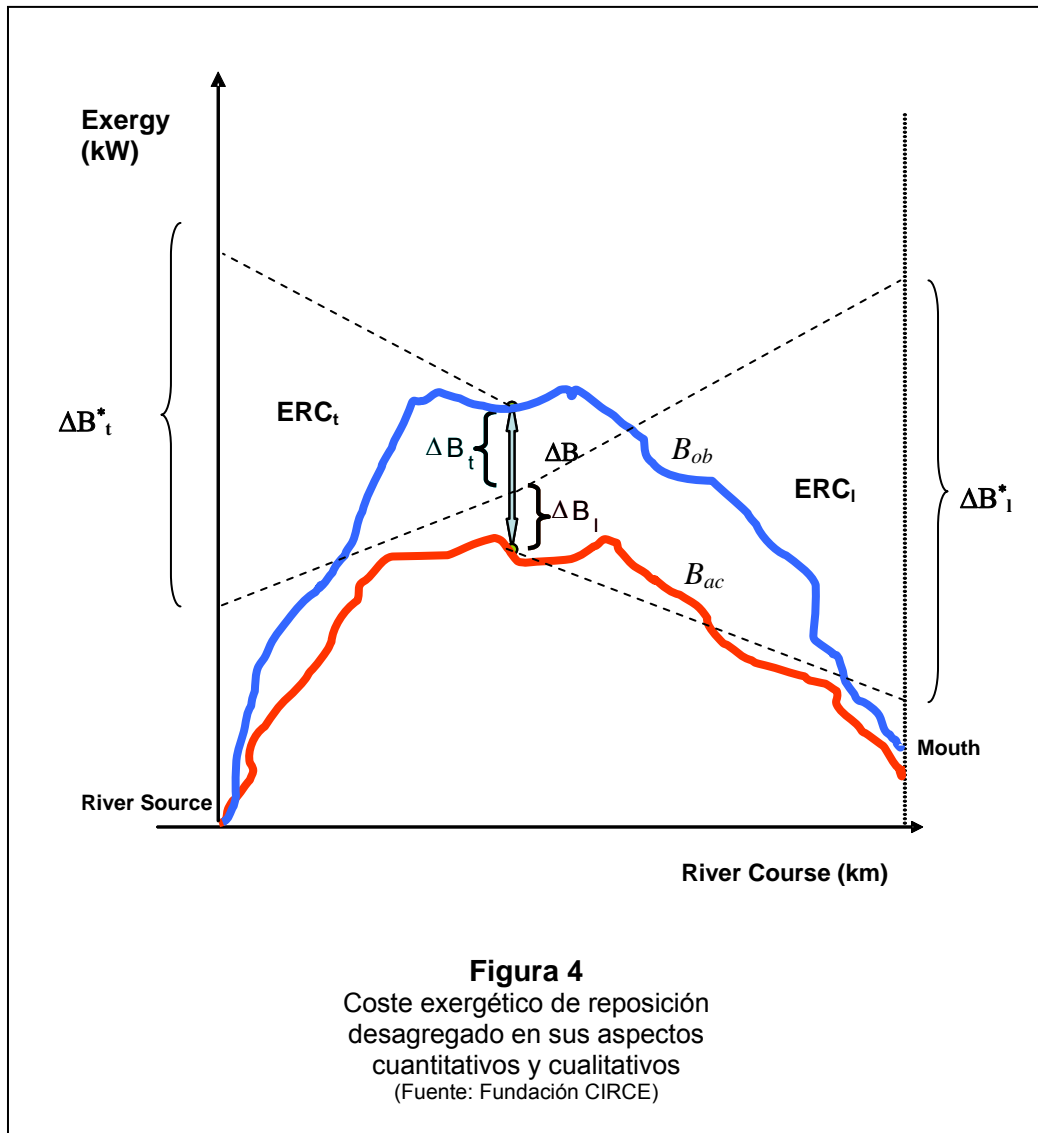
Una vez conocidos los coeficientes ERC_t y ERC_l correspondientes respectivamente a las operaciones de reposición de la cantidad y de la calidad, teniendo en cuenta la fórmula 15 podremos calcular el coste exergético de reposición ΔB^* de la siguiente forma:

$$\Delta B^* = ERC_t \cdot \Delta m' \cdot b_T + ERC_l \cdot m' \cdot \Delta b_T \quad (16)$$

Véase la figura 4, donde se ilustra gráficamente este cálculo.

²⁹ La parte del coste que no se repone es el *coste remanente del recurso*, que es el precio ambiental que debemos pagar por la actividad económica que genera el aprovechamiento del mismo.

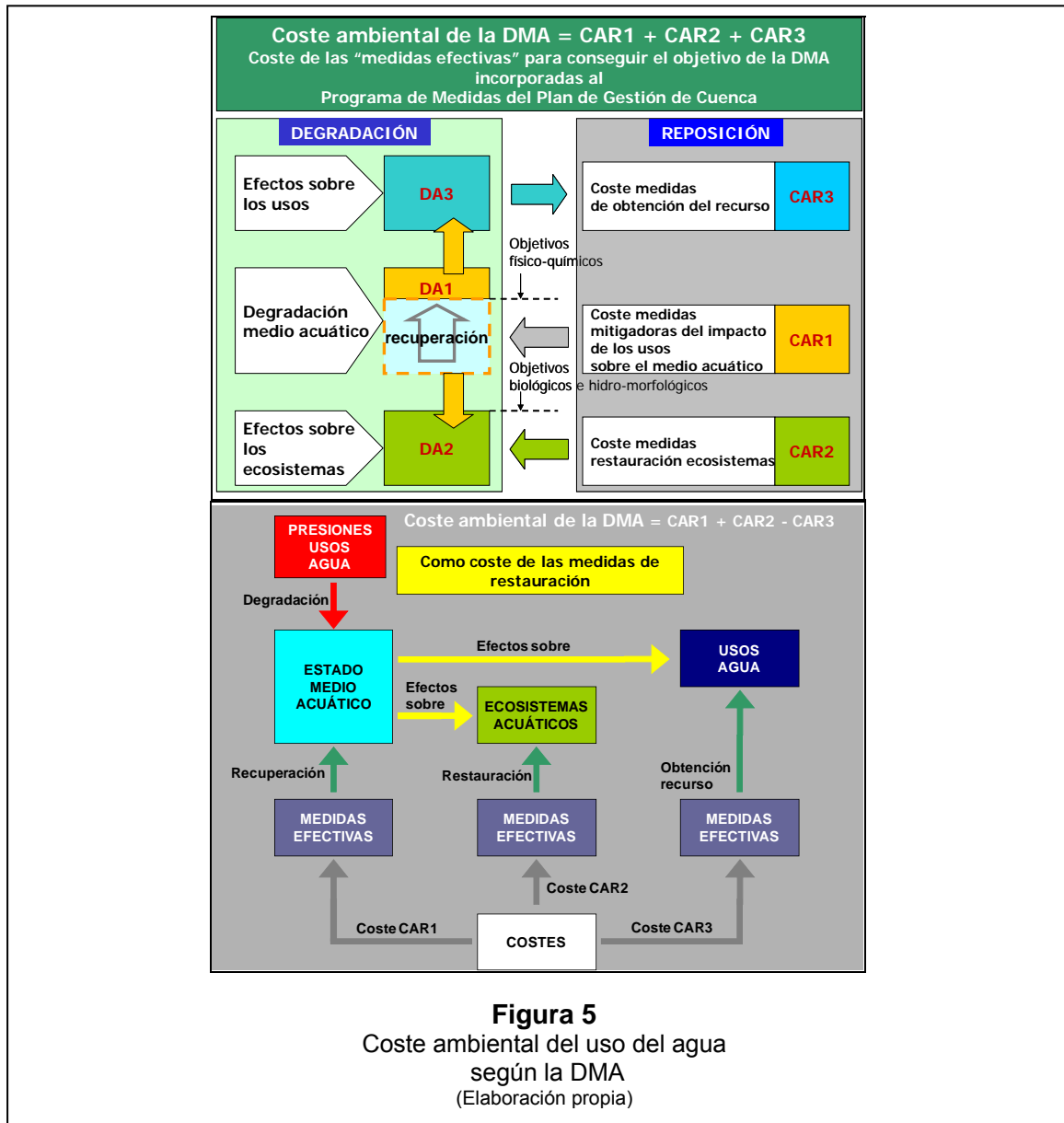
³⁰ HELLSTROM (1997), MORA y OLIVEIRA (2006).



9. Cálculo de los costes ambientales y del recurso según la DMA

El informe ECO2 establece que dentro del coste ambiental de los usos deben considerarse tanto los efectos debidos a la degradación del agua (coste directo) como aquellos asociados a los efectos que esta degradación provoca en los ecosistemas acuáticos y sobre el resto de los usuarios (coste indirecto). En la figura 5, presentada en el seminario de Barcelona, se ilustra esquemáticamente el proceso a seguir.

El método termo-económico no sólo permite calcular los costes correspondientes a la recuperación de la degradación físico-química del medio acuático (CAR1) sino también los costes correspondientes a las medidas complementarias de recuperación de los efectos que provoca dicha degradación sobre el resto de los usuarios (CAR3), es decir, los asociados a las operaciones complementarias de tratamiento del agua que éstos tienen que adoptar por el hecho de que su estado de degradación en el medio es tal que su calidad está por debajo del umbral mínimo en la captación recomendado para cada tipo de uso (abastecimiento urbano, uso industrial, regadío u otros).



Coste CAR1

Para calcular los costes que hemos denominado *ambiental, integral de reposición y remanente del recurso* correspondientes a la degradación del medio acuático, deberemos establecer en primer lugar los valores característicos de los parámetros físico-químicos, biológicos e hidromorfológicos correspondientes a los diferentes estados *i* del agua:

- *Estado de explotación (EE)*, que correspondería al nivel de degradación de las masas de agua que su uso produciría si no se adoptara ninguna medida correctora.
- *Estado actual (EA)*, correspondiente el estado de degradación de las masas de agua actualmente observable, que es el resultado de las medidas correctoras que ya se están aplicando.
- *Estado Futuro (EF)*, que resultaría de los impactos asociados a las presiones de los usos del agua proyectadas a 2015 si no se tomaran medidas correctoras adicionales.

- *Estado objetivo (EO)*, correspondiente al objetivo marcado por la DMA para 2015.
- *Estado Natural (EN)*, correspondería al estado de las masas de agua si no existieran usos antrópicos.
- *Estado de Abastecimiento de un Uso (EAU)*, correspondiente al umbral mínimo de calidad en el agua de captación para poder ser destinada a ese tipo de uso (abastecimiento urbano, industrial, regadío u otros).

Debe notarse que, salvo el *Estado Actual*, que puede ser caracterizado mediante los datos obtenidos en las estaciones de control, los demás estados deben ser caracterizados mediante un modelo presión-impacto. Incluso es conveniente aplicar el modelo presión-impacto al propio *Estado Actual* si el número de puntos de control disponibles (con datos correlacionados fiables de cantidad y calidad) no es suficiente para el grado de detalle que requiera el análisis de costes.

Una vez conocidos los valores de exergía B_i de todas las masas de agua correspondiente a cada uno de los diferentes estados i , podremos conocer para cada masa de agua los niveles de degradación ΔB_i a reponer y, mediante sus costes exergéticos de reposición ΔB_i^* , obtendremos el coste ambiental (directo) del agua, el coste integral de reposición y el coste remanente del recurso de la siguiente forma:

Impacto corregido con las medidas actuales:

$$\text{Coste ambiental 1} \quad CA1 = \Delta B_1^* = ERC_1 \times [B_{EA} - B_{EE}] \quad (17)$$

Impacto a corregir con nuevas medidas para conseguir el objetivo marcado:

$$\text{Coste ambiental 2} \quad CA2 = \Delta B_2^* = ERC_2 \times [B_{EO} - B_{EF}] \quad (18)$$

Coste ambiental total:

$$CA = CA1 + CA2 = \Delta B_3^* = ERC_2 \times [B_{EO} - B_{EF}] + ERC_1 \times [B_{EA} - B_{EE}] \quad (19)$$

Coste integral de reposición:

$$CIR = \Delta B_4^* = ERC_4 \times [B_{EN} - B_{EE}] \quad (20)$$

Coste remanente del recurso:

$$CRR = \Delta B_5^* = \Delta B_4^* - \Delta B_3^* = \\ ERC_4 \times [B_{EN} - B_{EE}] - ERC_2 \times [B_{EO} - B_{EF}] - ERC_1 \times [B_{EA} - B_{EE}] \quad (21)$$

Coste CAR2

El método termo-económico no permite calcular los costes de restauración de los ecosistemas (CAR2). Aunque los flujos de energía son fundamentales para éstos³¹, la ciencia actual no ha podido encontrar todavía la conexión capital entre la Física y la Bioquímica³². No conocemos todavía la ley evolutiva que nos permitiría predecir y corregir los efectos que la

³¹ SHNEIDER(2008) , MOROWITZ (1979).

³² MOROWITZ (2002).

degradación del agua causa en los ecosistemas y, por tanto, tampoco podemos asociar un valor exergético que de cuenta de su degradación o mejora³³.

Coste CAR3

Para calcular el coste CAR3 correspondiente a los efectos de la degradación del medio acuático sobre los usuarios, es necesario establecer previamente los umbrales mínimos de calidad en el agua captada para que pueda ser destinada a los diferentes tipos de usos. En el caso de abastecimientos urbanos, serán unas condiciones mínimas de prepotabilidad (por ejemplo, las establecidas en el RD 140/2003). En el caso de abastecimiento para usos industriales serán los umbrales que requieran los procesos a que vaya destinada. En el caso de regadíos, serán básicamente unos requisitos sobre salinidad del agua que la hagan viable para el riego agrícola. Todo ello permitirá determinar para cada uso el estado que hemos denominado EAU.

El coste CAR3 correspondiente a los efectos sobre los usos se obtendrá de la siguiente forma:

$$\Delta B_{\text{uso tipo } i}^* = \text{ERC}_{\text{CAR3}} \times [B_{\text{EAU}} - B_{\text{EO}}] \quad (22)$$

En el caso que las medidas adoptadas permitan ir mejorando la calidad del medio acuático, se producirá un ahorro progresivo en los tratamientos de aprovisionamiento de los usos, o bien un sobrecoste si la evolución es la contraria, debido a medidas correctoras insuficientes o a que se ha llegado a un límite tecnológico en las técnicas de depuración.

10. Asignación de los costes ambientales a los usos

Una de las grandes ventajas del cálculo exergético de los costes del agua es que permite asignar a cada uso los costes de las operaciones o medidas de corrección aplicadas de forma objetiva de acuerdo con las presiones que éste ejerce sobre el medio.

Las presiones de un uso (U) se producen al captar un cierto caudal de agua con una determinada calidad (del cual puede consumir una parte) y por verter otro cierto caudal de agua con una determinada carga contaminante. Por tanto podemos caracterizar las presiones del uso mediante los caudales captado y vertido (QC_u y QV_v) y las calidades del agua captada y del agua vertida (parametrizable en valores de DBO, DQO, COT, N, P, etc.).

Cuando los costes de las medidas efectivas se han expresado en términos monetarios, en la práctica resulta imposible saber qué parte de esos costes es debida a la reducción de cada parámetro de calidad, y esta dificultad generalmente conduce a que finalmente se aplique una asignación arbitraria a los usos, muy alejada de las presiones que realmente ejercen.

En cambio, el método termo-económico que hemos explicado anteriormente, al expresar todos los parámetros que caracterizan la presión de un uso de forma sintética, en unidades homogéneas de energía (kW), mediante las *exergías* de su captación y de su vertido

$$\text{Captación} \quad B_c = \rho_{w,c} \cdot QC \cdot \sum B_{i, \text{captación}} \quad (23)$$

$$\text{Vertido} \quad B_v = \rho_{w,v} \cdot QV \cdot \sum B_{i, \text{vertido}} \quad (24)$$

permite calcular la presión ejercida por ese uso U mediante:

$$\Delta B_U = (B_c - B_v) \quad (25)$$

y las presiones ejercida por todos los usos U_i mediante:

$$\sum_i \Delta B_{U,i} \quad (26)$$

³³ En ODUM (2000) se propone una evaluación de los ecosistemas a partir del concepto de “emergía”.

de forma que la asignación del coste de las medidas efectivas (CME) al uso U se puede expresar por:

$$CA_U = CME \cdot (\Delta B_U / \sum_i \Delta B_{U,i}) \quad (27)$$

De esta forma, el método termo-económico permite asignar los costes de las medidas efectivas (CME). Si este coste se ha medido en unidades monetarias, la asignación CA_U vendrá directamente expresada en unidades monetarias. Por el contrario, si el coste CME se tiene en unidades de coste exergético (kW), en ese caso la asignación CA_U vendrá expresada en unidades de energía (kW) y para conocer su equivalente monetario³⁴ deberá multiplicarse por el precio de la energía primaria (PEP).

En general, la aplicación de cualquier medida³⁵ implica o puede implicar al mismo tiempo costes físicos (CME_{EX}) y costes monetarios (CME_M) simultáneamente, ya que los recursos de personal o administrativos que conlleve su aplicación no son reducibles a energía. Hay que recordar también que el método termo-económico no permite calcular los costes que hemos denominado CAR2, para los cuales se puede convenir en adoptar el coste monetario de las medidas efectivas de conservación o restauración de los ecosistemas acuáticos que se tomen. Por tanto la asignación monetaria de esa medida se podrá expresar por:

$$CA_U = (PEP \cdot CME_{EX} + CME_M) \cdot (\Delta B_U / \sum_i \Delta B_{U,i}) \quad (28)$$

Debemos hacer notar que esta asignación corresponde a un principio que podríamos enunciar como **“quien deteriora paga”**, que corresponde a considerar tanto el componente cuantitativo como el componente cualitativo del deterioro que los usos causan al medio y a los ecosistemas, de acuerdo con la expresión que nos da la fórmula 15.

Si en el modelo de recuperación de costes sólo se considera el criterio tradicional de **“quien contamina paga”**, que ha recogido la DMA, eso equivale a no tener en cuenta una parte muy considerable del deterioro, la parte cuantitativa, perjudicando con ello a los “usos no consuntivos” frente a los “usos consuntivos” y, en los trasvases de agua, a las “cuencas cedentes” frente a las “cuencas receptoras”. En el caso de las cuencas cedentes, no sólo salen perjudicadas por el deterioro físico que los trasvases causan a sus ecosistemas sino también por tener que pagar, dentro del importe que les es asignado con este principio, una parte del coste que correspondería pagar a las cuencas receptoras. Esto no pasa con el principio más general de “quien deteriora paga”.

11. Aplicaciones de la Hidronomía Física (HF)

En este artículo hemos expuesto cómo se aplica la HF al análisis de los costes ambientales que se generan en el “sistema de recursos” del ciclo hidrológico. Este método fue presentado por primera vez en un artículo publicado en 1998 en la revista *Energy Conversion and Management*³⁶ por el equipo de investigación que dirige Antonio Valero en la Fundación CIRCE, en el que se describía su aplicación para el río Ebro.

A partir de estos trabajos iniciales, se consideró la oportunidad de aplicarlo con carácter experimental a las Cuencas Internas de Cataluña, para calcular los costes ambientales de la DMA. Estos trabajos se desarrollaron en el marco de un convenio de colaboración suscrito en 2005 entre la Agencia Catalana del Agua y la Fundación CIRCE, cuyo objeto consistía en el

³⁴ Los costes físicos son atemporales e irreducibles a dinero, pero el precio de la energía primaria, que depende de la tasa de descuento y de las fluctuaciones del mercado, permite determinar para un momento dado un equivalente monetario para asignarlos, de forma que se pueda recuperar el coste efectivo de las medidas aplicadas.

³⁵ Si la medida consiste en evitar el impacto mediante la eliminación o reducción de la presión de un uso, no existirá coste físico de reposición pero puede existir un coste monetario para compensar la posible pérdida de derechos concesionales (por ejemplo, un regadío o un salto hidroeléctrico).

³⁶ ZALETA (1998).

desarrollo metodológico y en su posterior aplicación práctica a la Cuenca Piloto de La Muga (Gerona). Los resultados para La Muga son todavía provisionales, por lo que no podemos presentarlos aquí.

Su aplicación al análisis de costes del uso del agua, en la aplicación de la DMA a una cuenca o demarcación hidrográfica, no sólo permite el cálculo de los costes físicos, sino que también constituye un método sintético y rápido para el análisis coste-eficacia del Programa de Medidas del Plan de Gestión de Cuenca, o para evaluar modelos alternativos de recuperación de costes.

La HF aporta una técnica que tiene un amplio campo de aplicación a cualquier proceso natural o artificial que involucre el recurso agua. Permite el análisis de costes de todo el ciclo de explotación, abatimiento y reposición del agua (CE + CA + CRR), por lo que se presenta como una técnica mucho más potente que el análisis del ciclo de vida, que se limita a considerar los procesos de explotación y abatimiento del impacto ambiental (CE + CA) sin dar cuenta del coste remanente del recurso (CRR).

La aplicación de la HF a todo el ciclo de la gestión y el uso del agua, considerando tanto las operaciones que se realizan en el Sistema de Recursos (oferta) como en el Sistema de Usos (demanda) es una herramienta de indudable utilidad para elaborar las “cuentas energéticas del agua”, y para proporcionar información del proceso completo, como requiere cualquier análisis global de eficiencia de la gestión o, en el actual contexto de cambio climático, para poder calcular la contribución de la gestión del agua a la emisiones de gases de efecto invernadero.

En cualquier proceso de tratamiento del agua, ya sea de desalinización de agua marina, tratamientos convencionales o avanzados para abastecimiento de población, procesos industriales, de saneamiento, o reutilización, la aplicación de la HF permite realizar análisis de eficacia y de eficiencia energética, proporcionando una información útil para elegir entre proyectos alternativos o para introducir mejoras selectivas.

Nomenclatura:

A_{DH}	Constante de Debye-Hückel: $0,51 \text{ kg}^{1/2} \text{ mol}^{-1/2}$ para el agua a 25°C
B	Exergía absoluta (kW)
B_{DH}	Constante de Debye-Hückel: $3.287 * 10^9 \text{ kg}^{1/2} \text{ m}^{-1} \text{ mol}^{-1/2}$ para el agua a 25°C
B^*	Coste exergético total (kW)
b	Exergía específica (kJ/kg)
C	Velocidad (m/s)
COD	Demanda química de oxígeno
c_p	Capacidad calorífica específica (kJ/kg.K)
ERC_i	Coste exergético de reposición debido a la pérdida de calidad
ERC_t	Coste exergético de reposición debido a la pérdida de cantidad
FCR	Principio de Recuperación Total del Coste
BE	Buen Estado
g	Aceleración de la gravedad de la Tierra (m/s^2)
I	Fuerza iónica (kmol/kg)
CIC	Cuencas Internas de Cataluña
MRC_i	Coste monetario de reposición debido a la pérdida de calidad
MRC_t	Coste monetario de reposición debido a la pérdida de cantidad
m_i	Molalidad de la solución (kmol/kg)
m'	Caudal másico (kg/s)
n_e	Cantidad del elemento e en un kmol de sustancia (kmol)
HF	Hidronomía Física
p	Presión (kPa)
q	Caudal volumétrico (l/s)
R	Constante universal de los gases (kJ//kgK)
RE	Ambiente de Referencia
SC	Consumo específico
T	Temperatura (K)
v	Volumen específico de una solución de agua (m^3/kg)
DMA	Directiva Marco del Agua
x_i	Concentración molar en un kg de solvente (kmol/kmol.kg)
y_i	Molalidad relativa (kmol/kg)
z	Altura (km)
z_i	Carga iónica del ión i
ΔG_f	Energía libre de formación de Gibbs (kJ/kmol)
Φ_i	Diámetro efectivo del ión i (m)
γ_i	Coefficiente de actividad
ρ_w	Densidad de la solución (kg/l)
EE	Estado de Explotación
EA	Estado Actual
EF	Estado Futuro
EO	Estado Objetivo
EAU	Estado de Abastecimiento de un Uso

Subíndices

a	Correspondiente a la masa de agua en estudio
c	Término de concentración
q	Término químico
k	Térmico cinético
m	Término mecánico
ob	Correspondiente al estado objetivo
ac	Correspondiente al estado actual
T	Total
t	Término de temperatura
z	Término de energía potencial
0	Correspondiente al ambiente de referencia

Referencias bibliográficas:

- BERMEJO, R. (2001): *Economía sostenible. Principios, conceptos e instrumentos*, Bilbao, BAKEAZ.
- BONNIEUX, F. (2003): *Using the principles of environmental economics to manage water resources*. Houille blanche-revue internationale de l'eau 2003; 55-59.
- BROMLEY, L.A., DIAMOND, A.E., SALAM, E., WILKINS, D.G. (1970) : J. Chem. Engng. Data 15, pp. 246.
- COSTANZA, R. (1981): *Embodied energy, energy analysis and economics*. In: Daly, H.E., Umana, A.F. (Eds), *Energy Economics and the Environments: Conflicting Views of an Essential Relationship*. AAAS Selected Symposium 1981, Number 64. Westview Press, Boulder, CO, p. 119-145W.
- ECO2 (2004): *Assessment of environmental and Resource Costs in the Water Framework Directiva*. Common Implementation Strategy. Working Group 2B. Drafting Group ECO2.
- ESTEVAN, A. (2007): *El Análisis Económico de la Directiva Marco del Agua a la luz de la Economía Ecológica*, Seminario sobre Cuentas y Costes del Agua en Cataluña, Barcelona, 18-19 junio 2007. Agencia Catalana del Agua.
- FARBER, S., COSTANZA, R., CHILDERS, D.L., ERICKSON, J., GROSS, K., GROVE, M., HOPKINSON, C.S., KAHN, J., PINCETL, S., TROY, A., WARREN, P., WILSON, M. (2006): *Linking ecology and economics for ecosystem management*. Bioscience 2006; 56 (2): 121-133.
- GASCÓ, J.M. & NAREDO, J.M (1994): *Spanish Water Accounts (Las Cuentas del Agua en España)*, MOPMA, Madrid, 1994.
- GEORGESCU-ROEGEN, N. (1996): *La Ley de la Entropía y el proceso económico*. Madrid, Fundación Argentaria-Visor Distribuciones (es la traducción de la obra original de este mismo autor, titulada *The Entropy Law and the Economic Process*, publicada en 1971 por Harvard University Press).
- HELLSTROM, D. (1977): *An exergy analysis for a wastewater treatment plant. An estimation of the consumption of physical resources*. Water Environment Research, vol. 69 (1), pp. 44-51.
- KLOTZ, M., & ROSENBERG, M (1977): *Termodinámica química*. Editorial AC, Madrid.
- KLOTZ, M., & ROSENBERG, M (2000): *Chemical Thermodynamics: Basic Theory and Methods*. 6th Edition. Wiley-Intersciencie.
- LIDE, D.L. (2000): *CRC Handbook of Chemistry and Physics*. 80th Edition. CRC Press, 2000.
- LOOMIS, J., KENT, P., STRANGE, L., FAUSCH, K. & COVICH, A. (2000): *Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey*, Ecological Economics 2000; 33: 103-117.
- MARTÍNEZ ALIER, J. & SCHLÜPMANN, K. (1992) : *La ecología y la economía*. Méjico, FCE, pp. 16-35.
- MEADOWS, D.L. (1972): *The Limits to Growth*, Washington, 1972, Potomac Associates. [Existe traducción española: 1971, *Los límites del crecimiento*, Méjico, FCE.].
- MORA, C.H. & OLIVEIRA, S. (2006): *Environmental exergy analysis of wastewater treatment plants*. Termal Engineering 5 (2), pp. 24-29.

- MESAROVIC, M. & PESTEL, E. (1972): *Mankind at the Turning Point. The Second Report to the Club of Rome*, Nueva York, 1972. Potomac Associates.
- MOROWITZ, H.J. (1979). *Exergy flow in biology: Biological organization as a problem in thermal physics*. Ox Bou Press, Woodbridge (Connecticut).
- MOROWITZ, H.J. (2002). *The emergence of everything: How the world became complex*. Oxford University Press, Nueva York.
- MOTHERSHED, C.T. (1966): Report ORNL-TM_3489.
- NAREDO, J.M. (2003): *La economía en evolución. Historia y perspectivas de las categorías básicas del pensamiento económico*. Madrid. Siglo XXI de España Editores. 3ª Edición.
- NAREDO, J.M. (2007): *Costes y cuentas del agua. Propuestas desde el enfoque ecointegrador*, Seminario sobre Cuentas y Costes del Agua en Cataluña, Documento Marco, Barcelona, 18-19 de junio de 2007. Agencia Catalana del Agua.
- ODUM, H.T. (1983): *Systems Ecology: An introduction*. Wiley, Nueva York, 1983.
- ODUM, H.T.(2000): *Emergy Accounting*. Gainesville, Environmental Engineering Sciences. University of Florida.
- ROSEN, S. (1974): *Hedonic prices and implicit markets: product differentiation in price competition*, J. Polit Econ 1974; 82: 34-55.
- SCHNEIDER, D. & SAGAN, D. (2008): *La Termodinámica de la Vida*. Barcelona, Tusquets Editores.
- STEINNES, D.N. (1992): *Measuring the economic value of water quality. The cas of lakeshore land*, Ann Reg Sci 1992; 26: 171-176.
- SZARGUT, J., VALERO, A., STANEK, W., VALERO, AL. (2005): *Towards an international legal reference environment*. In Proceedings of ECOS 2005, Trondheim, 20-22 de Junio de 2005, p. 409-420.
- VALERO, A. (1998) *Thermoeconomics as a conceptual basis for energy-ecological analisis*. En Advances in Energy Studies. Energy Flows in Ecology and Economy 1998, S. Ulgiati et al., eds., p. 415-444.
- VALERO, A., UCHE, J., VALERO, AL., MARTÍNEZ, A., & ESCRUI, J. (2007): *Physical Hydronomics: application of the exergy analysis to the assessment of environmental costs of water bodies. The case of Inland Basins of Catalonia*, Seminario sobre Cuentas y Costes del Agua en Cataluña, Barcelona, 18-19 de junio de 2007. Agencia Catalana del Agua.
- WATECO (2002): *Economics and the environment. The implementation challenge of the Water Framework Directive. A guidance document*. Working Group WATECO. European Commission.
- ZALETA, A., RANZ, L. & VALERO, A. (1998): *Towards a unified measure of renewable resources availability: the exergy method applied to the water of a river*. Energy Conversion and Management 1998; 39 /16-18): 1911-1917.