

MEDICIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EL TRASVASE EBRO-JÚCAR: UN INDICADOR DE CALIDAD

Eduardo Beamonte Córdoba

Departamento de Economía Aplicada

Universitat de València

e-mail: beamonte@uv.es

José D. Bermúdez Edo

Departamento de Estadística e Investigación Operativa

Universitat de València

e-mail: bermudez@uv.es

Alejandro Casino Martínez

Departamento de Economía Aplicada

Universitat de València

e-mail: Alejandro.Casino@uv.es

Ernesto J. Veres Ferrer

Departamento de Economía Aplicada

Universitat de València

e-mail: Ernesto.Veres@uv.es

Resumen

Las implicaciones sobre la calidad del agua, medida ésta a través de los parámetros-indicadores usuales de carácter físico-químico empleados en la literatura específica, es uno de los principales problemas asociados a los trasvases de aguas superficiales. La mezcla de aguas, considerada como una técnica habitual en la depuración y mejora del agua destinada al consumo humano, puede resultar más problemática y exigir estudios más detallados cuando se efectúa a partir de aguas con orígenes muy diferentes, como es el caso de la mezcla de aguas con procedencia de cuencas hidrográficas distintas.

En este trabajo se utiliza un indicador global para efectuar una medición que sobre la calidad del agua tiene un posible trasvase de agua del río Ebro a la cuenca del Júcar, estableciéndose distintos supuestos de aporte de caudal en el trasvase. Todo ello bajo la perspectiva del uso prepotable del agua, que es el más complejo y exigente de entre los usos previstos para la misma. En el trabajo se utilizan los parámetros-indicadores para los que se dispone de suficiente información.

Los datos utilizados han sido proporcionados por las Confederaciones Hidrográficas del Ebro y del Júcar, y se refieren a las estaciones de la red ICA del Ebro en Cherta y en Tortosa, así como a las estaciones ubicadas en torno a la Rambla de la Viuda y al pantano de M^a Cristina, punto de llegada del trasvase a la cuenca del río Júcar que fue considerado más conveniente en el correspondiente proyecto técnico.

Palabras clave: calidad agua, indicador, parámetros físico-químicos, trasvase.

Área temática: Economía Agraria y Recursos Naturales.

1. Introducción.

La polémica levantada por el trasvase Ebro-Júcar previsto por el Plan Hidrológico Nacional (Ley 10/2001 de 5 de julio) y recientemente derogado en la práctica por el Real Decreto-Ley 2/2004 de 18 de junio, es un ejemplo paradigmático de la preeminencia de los criterios de cantidad frente a los de calidad a la hora de diseñar las políticas de agua en nuestro país. En efecto, todos los estudios técnicos, valoraciones de los expertos e intervenciones de la clase política -entendidas todas ellas en su doble sentido, pues cada hecho concreto ha dado lugar a valoraciones diametralmente opuestas atendiendo al sentir político del autor de las mismas- se han centrado en los aspectos cuantitativos del trasvase -dada la evidente necesidad de

agua de las cuencas demandantes del trasvase-, y no en los aspectos relacionados con la calidad del agua trasvasada y sus posibles efectos sobre la del agua de la cuenca receptora.

Este hecho es bastante comprensible dado el secular déficit hídrico de las cuencas receptoras -Júcar, Segura y provincia de Almería-. Pero siendo esto cierto, y motivo fundamental de justificación al trasvase, no es menos cierto que no es la única condición necesaria para justificarlo: hace falta que haya un mínimo de calidad asociada a la cantidad del agua disponible. En zonas de clima húmedo, con existencia de agua superficial en abundancia, la calidad suele ir asociada a la cantidad, pero no ocurre así en zonas de clima árido -como la cuenca mediterránea-, en la que los ríos acostumbran a desembocar en el mar con un gran contenido, por ejemplo, de sales.

Desde un punto de vista técnico -línea que no desarrollaremos en este trabajo- la calidad del agua viene determinada por dos conceptos: la potencia hidráulica, relacionada con su posición en altitud; y la potencia osmótica, relacionada con su contenido en sales y conductividad (Naredo, 1997). La primera es la que permite mover el agua por gravedad, mientras que la segunda es la que la hace útil para abastecimientos y riegos. Ambas potencias apuntan a las dificultades de viabilidad del trasvase, como se pone de manifiesto en Naredo (2003). Lo que implica que deban tenerse en cuenta proyectos de desalación adicionales que, unidos a los costes de bombeo para salvar diferentes cotas del trayecto, aumenta el montante total del proyecto por lo que, antes de acometerlo, debiera cuantificarse en profundidad el coste final del metro cúbico del agua trasvasada (Estevan, 2003; Prada, 2003; Sahuquillo, 2001).

Un segundo gran bloque de aspectos a considerar son los referidos a las repercusiones medioambientales del previsto trasvase: protección integral del Delta del Ebro, vigilancia de las especies protegidas existentes y control de la propagación de especies invasoras, posible aumento de la salinidad del agua tanto en la cuenca cedente como en las receptoras y su efecto final, y valoración de los efectos del trasvase en los estiajes y años de acusado déficit hídrico. En la bibliografía apuntada antes se recogen distintos planteamientos críticos al modelo propuesto.

Finalmente, el tercer aspecto hace referencia a las características físico-químicas finales del agua derivada de la mezcla de la procedente del Ebro con la del agua de la cuenca del Júcar. Este es el objetivo del presente trabajo: analizar las características físico-químicas que definen la calidad del agua de las cuencas cedente (Ebro) y receptora (Júcar), y de la mezcla resultante bajo ciertas hipótesis de combinación. Los instrumentos utilizados son propios de la metodología estadística, así como el índice de calidad global definido en Beamonte et. al. (2004) y que permite globalizar en un valor numérico la calidad del agua según los criterios administrativos de obligado cumplimiento definidos en la vigente legislación de la Unión Europea.

La importancia del trasvase, sus posibles implicaciones medioambientales, las implicaciones sobre la calidad del agua resultante y, finalmente, las comprensibles necesidades hídricas de las cuencas deficitarias muy relacionadas con la definición de los modelos de desarrollo territorial de las Comunidades Autónomas implicadas, exigen la consideración combinada de todas las variables intervinientes, que abarcan un amplio espectro de realidades económicas, ambientales, sanitarias, agrarias, etc.

2. La medición de la calidad del agua.

A pesar de la enorme influencia que tiene una correcta medición de la calidad del agua en el desarrollo sostenible, no existe en la literatura un índice de calidad de fácil construcción y de amplia aplicación (Huetting, 1991), si bien Provencher y Lamontagne (1977) fueron pioneros en la propuesta de un índice particular.

Los requerimientos específicos sobre la calidad del agua vienen recogidos en la legislación básica de la Unión Europea, que es de obligatorio cumplimiento para todos los países miembros. Existen distintas normativas atendiendo al uso posible del agua: para uso humano (agua prepotable), para la vida de los peces (agua piscícola) y para el riego (agua agrícola). Las especificaciones que debe satisfacer el agua prepotable aparecen reflejadas en las Directivas 75/440/CEE y 79/869/CEE, para el agua piscícola en la Directiva 78/659/CEE, mientras que las relativas a la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático las especificaciones se recogen en la Directiva 76/464/CEE.

Una calidad determinada ha de hacer referencia a un uso también preestablecido, presentando cada uno de ellos requerimientos específicos (Poch, 1999). Las categorías más usuales según empleos son las de las aguas prepotables, aguas piscícolas y aguas para el riego. La calidad del agua según usos viene medida mediante un conjunto de parámetros, en muchas ocasiones coincidentes. Debido a las garantías exigidas para la salvaguardia de la salud pública, las exigencias de control para el agua prepotable -que representa menos del 5% del consumo total de agua (Bielsa y Duarte, 2000)- son mayores que las establecidas para los otros usos. En lo que sigue nos basaremos en los límites de admisibilidad para el agua destinada al consumo humano, que prevé la existencia de cuatro niveles de calidad -denotados por A1, A2, A3 y +A3- dependiendo de las exigencias de tratamiento posterior: el nivel A1 precisa tratamiento físico simple y desinfección; el nivel A2 precisa tratamiento físico normal, químico y desinfección; el nivel A3 precisa tratamiento físico y químico intensivos, afino y desinfección; y el nivel +A3 precisa adicionalmente un estudio de tratamiento y mejora, incluyendo la mezcla.

Dada su finalidad, en este trabajo no se distingue entre la calificación de guía e imperativos entre los parámetros contemplados en la Directiva 75/440/CEE. Para los primeros, a diferencia de para los segundos, no es obligatoria su consideración en la constatación de la calidad del agua, si bien sí es aconsejable, por lo que es previsible su futura incorporación en una definición de calidad. Por otra parte, la no disponibilidad de información suficiente condiciona el tratamiento estadístico posterior. Por ello, la Tabla 1 recoge los parámetros físico-químicos finalmente analizados, y se relacionan sus unidades de medida y valores límites para cada uno de los niveles de calidad explicitados en la normativa.

Parámetro	Variable	Unidad de medida	A1	A2	A3
Boro	boro	mg/l	1	1	1
Cloruros	clorur	mg/l	200	200	200
Coliformes fecales	colfec	NMP/100 ml	20	2000	20000
Coliformes totales	coltot	NMP/100 ml	50	5000	50000
Conductividad	conduc	μS/cm a 20°C	1000	1000	1000
Demanda bioquímica de oxígeno	dbo5	mg/l O ₂	3	5	7
Demanda química de oxígeno al dicromato	dqodic	mg/l O ₂	30	30	30
Fosfatos	fosfat	mg/l	0.4	0.7	0.7
Manganeso	mangan	mg/l	0.05	0.1	1
Oxígeno disuelto	O2disc	% O ₂	>70	>50	>30
pH	pH		6.5 – 8.5	5.5 - 9	5.5 - 9
Sólidos en suspensión	solsus	mg/l MES	25		

Tabla 1. Parámetros estudiados y sus límites de calidad

Fuente: Ministerio de Medio Ambiente.

3. Procedimiento para la clasificación administrativa de la calidad del agua.

La normativa supone que cierto parámetro cumple con uno de los niveles de calidad propuestos en la Tabla 1 cuando al menos el 95% de las muestras de agua obtenidas a lo largo de cierto período de tiempo -tres años, en nuestra legislación- está dentro del nivel considerado, y en las muestras en las que no se cumple lo anterior no existe una desviación de los valores de referencia en más del 50%. El procedimiento de clasificación administrativo se aplica entonces en dos fases. En primer lugar, cada parámetro se clasifica en un nivel de calidad si su percentil 95 muestral está en dicho nivel. En segundo lugar, el agua, en su conjunto, se clasifica según el nivel del parámetro peor clasificado.

El procedimiento descrito es claramente conservador. Si el 6% de determinaciones analíticas de cierto parámetro no llegaran a pertenecer al nivel A3, el agua en su conjunto quedaría clasificada como +A3 aunque todos los demás parámetros pertenecieran al nivel A1. Cuando existen pocos datos muestrales la influencia de valores extremos, fuera de rango, sobre la calidad global es desproporcionada.

Es posible definir un índice de calidad que respete el procedimiento de clasificación administrativa anterior. En efecto, definimos el vector de calidad administrativa de una muestra como el vector (a, b, c, d) que expresa el número de parámetros pertenecientes a cada nivel de calidad. Comparamos ahora dos muestras de agua a

través de sus respectivos vectores (a_1, b_1, c_1, d_1) y (a_2, b_2, c_2, d_2) de la siguiente manera: si d_1 es menor que d_2 la primera muestra es de mejor calidad que la segunda y, en caso de igualdad, procedemos a comparar c_1 y c_2 , y así sucesivamente.

El orden que el anterior criterio introduce entre los vectores de calidad administrativa conduce a la consideración de la peor calidad del agua -representada por el vector de calidad $(0, 0, 0, k)$, con k el número total de parámetros usados-, hasta la mejor calidad representada por el vector $(k, 0, 0, 0)$. El rango que asigna a cada muestra de agua el anterior criterio puede utilizarse para definir un índice de calidad. Beamonte et al. (2004) demuestran que el rango del vector de calidad administrativa (a, b, c, d) es:

$$I(a, b, c, d) = \frac{1}{6}(s_1^3 + 3s_1^2 + 2s_1) + \frac{1}{2}(s_2^2 + s_2) + a + 1,$$

donde $s_1 = a + b + c$ y $s_2 = a + b$. Este índice resulta coherente con el procedimiento de clasificación administrativa y toma valores en el rango $\left[1, \frac{(k+3)(k+2)(k+1)}{6}\right]$.

4. Metodología estadística.

En trabajos anteriores (Beamonte et al. 2004, 2005) proponíamos tener en cuenta la incertidumbre en la clasificación de cada parámetro después de observados los datos disponibles. Así, en vez de dar por segura la clasificación asociada al percentil muestral 95, que es lo dispuesto en la legislación vigente, se proponía medir la incertidumbre presente en el problema obteniendo un vector de clasificación. Dicho vector está formado por las probabilidades de clasificación en cada una de las cuatro categorías de calidad A1, A2, A3 y +A3. Si los datos observados permiten realizar una clasificación con completa certidumbre, por ejemplo en la categoría A1, el vector de probabilidades será $(1, 0, 0, 0)$; en otro caso, el uno se repartirá en las distintas componentes del vector tanto más cuanto mayor incertidumbre se tenga sobre la clasificación correcta. La clasificación global del agua se obtendrá sumando los vectores de clasificación de todos los parámetros considerados y aplicando al vector suma la fórmula de $I(a, b, c, d)$ propuesta en el apartado anterior.

En este trabajo consideramos la mezcla de dos aguas, por lo que el estudio para cada parámetro requiere considerar la mezcla de dos variables aleatorias representando los niveles de ese parámetro en cada una de las dos procedencias distintas.

Por consiguiente, sean X e Y dos variables aleatorias representando los valores de un parámetro concreto en las aguas de la Confederación Hidrográfica del Júcar y de la Confederación Hidrográfica del Ebro respectivamente, por lo que pueden suponerse independientes. Si se realiza una mezcla de aguas, con una proporción p conocida de agua del Ebro, el valor resultante para ese parámetro en la correspondiente mezcla de aguas será $Z = (1-p)X + pY$ y la característica de interés para establecer la calidad del parámetro es η , el percentil 95 de la distribución de Z .

Si las variables aleatorias X e Y siguen una distribución Normal entonces la variable Z también estará normalmente distribuida al ser combinación lineal de variables aleatorias normalmente distribuidas. Por tanto η puede ponerse en función de las medias y varianzas de las distribuciones de X e Y , en concreto

$$\eta = (1-p)\mu_X + p\mu_Y + (1.64)\sqrt{(1-p)^2\sigma_X^2 + p^2\sigma_Y^2}.$$

A partir de la distribución final conjunta de los parámetros μ_X , μ_Y , σ_X^2 y σ_Y^2 se puede obtener, por Monte Carlo, una muestra aleatoria de la distribución final de η y con ella se calculan las probabilidades de que η pertenezca a las regiones relacionadas con cada uno de los niveles de calidad.

En Beamonte et al. (2005) se propone el modelo Lognormal mixto para aquellas situaciones en las que la transformación logarítmica de los datos resulte adecuada para los valores paramétricos no nulos y siendo el cero una valor frecuente para la característica a medir. En este caso, cabe asignar una masa de probabilidad positiva, π , al valor cero, de modo que el logaritmo de los datos positivos sigue una distribución Normal de media μ y varianza σ^2 .

Para el caso de que las variables aleatorias X e Y sigan sendas distribuciones Lognormales mixtas, $X \approx LNM(X | \pi_X, \mu_X, \sigma_X^2)$ e $Y \approx LNM(Y | \pi_Y, \mu_Y, \sigma_Y^2)$, se tiene que el percentil 95 de Z no presenta una fórmula sencilla similar a la obtenida con anterioridad. En ese caso el cálculo de la distribución final de η se complica,

pero todavía puede utilizarse un esquema Monte Carlo similar al empleado en el caso Normal.

Se genera una muestra de tamaño N , $\{x_1, \dots, x_N\}$, a partir de una distribución Lognormal mixta cuyos parámetros han sido a su vez generados de la distribución final del vector $(\pi_x, \mu_x, \sigma_x^2)$. De forma similar se genera otra muestra $\{y_1, \dots, y_N\}$ y se calcula la muestra aleatoria $\{z_1, \dots, z_N\}$, siendo $z_i = (1-p)x_i + py_i, i = 1, \dots, N$, a partir de la cual se obtiene η como el percentil muestral 95. Repitiendo este proceso M veces, se obtiene $\{\eta_1, \dots, \eta_M\}$, muestra aleatoria de la distribución final sobre η y a partir de aquí se procede como en el caso anterior. Los valores de N y M deben ser grandes para disminuir los errores numéricos en la aproximación Monte Carlo, pero aún así el procedimiento es suficientemente rápido.

5. Aplicación.

El proyecto del trasvase Ebro-Júcar preveía la salida del agua, en la cuenca cedente, en un punto localizado entre las estaciones de control de la Red ICA de Cherta y de Tortosa, más cercano a aquélla que a ésta. La cota del punto de toma de aguas ronda los diez metros sobre el nivel del mar, dándole un carácter de trasvase cuesta arriba. Independientemente de una primera salida del agua trasvasada prevista en la subcuenca del río Cenia, al norte de la provincia de Castellón, para satisfacer la demanda de riego agrícola de los acuíferos costeros de los Llanos de Vinaroz y de Oropesa-Torreblanca, que no suponen mezcla de aguas, el primer punto de llegada para la mezcla con aguas de la cuenca del Júcar estaba previsto en puntos de la Rambla de la Viuda (en su cruce con el río Monleón) y del pantano de M^a Cristina, que recoge las aguas de los ríos Monleón y Lucena.

Los datos utilizados en este trabajo han sido proporcionados por las Confederaciones Hidrográficas del Ebro y del Júcar, y abarcan un amplio período temporal: desde octubre de 1980 hasta agosto de 2004 para los datos de las estaciones del Ebro en Cherta y en Tortosa, y desde marzo de 1994 hasta junio de 2004 para los datos de las estaciones ubicadas en torno a la Rambla de la Viuda y al pantano de M^a Cristina. No obstante, los datos finalmente tratados -dada la necesidad de la comparación entre

cuencas- se han ceñido al intervalo de tiempo común que es el de referencia de los datos de la cuenca del Júcar.

Dada la menor cantidad de datos existentes en el Júcar, la información finalmente tratada es ligeramente menor para la cuenca del Júcar que para la del Ebro. Los datos sobre la calidad del agua son los observados en las siguientes estaciones de control de la calidad ICA controladas por las Confederaciones Hidrográficas del Ebro y del Júcar.

- Cuenca del Ebro: estación 027 (Ebro en Tortosa), situada en el municipio de Tortosa (Tarragona) y estación 512 (Ebro en Cherta), situada en el municipio de Cherta (Tarragona).
- Cuenca del Júcar: estación E607 (embalse de Alcora), situada en el cauce del río Lucena, municipio de Alcora (Castellón) y E608, también situada en el cauce del río Lucena, término municipal de Lucena del Río.

La Tabla 2 recopila el número de datos considerados en el trabajo, distinguiendo parámetros y cuenca hidrográfica de procedencia de los mismos, poniéndose de manifiesto la mayor cantidad de información procedente de la Confederación Hidrográfica del Ebro.

Parámetro	Júcar	Ebro	Total
Boro	38	15	53
Cloruros	41	239	280
Coliformes fecales	38	162	200
Coliformes totales	32	163	195
Conductividad	30	257	287
Demanda bioquímica de oxígeno	115	238	353
Demanda química de oxígeno al dicromato	32	48	80
Fosfatos	25	238	263
Manganeso	7	130	137
Oxígeno disuelto	125	239	364
pH	34	257	291
Sólidos en suspensión	116	238	354
Caudal	102	132	234

Tabla 2. Número de datos por parámetro y confederación

De los doce parámetros considerados, cuatro presentan el mismo nivel de calidad en las dos confederaciones. *Boro* y *pH*, que claramente están en nivel A1, y

conductividad y *oxígeno disuelto*, que son peores que el nivel A3 en ambas confederaciones. El parámetro *manganeso* muestra una calidad ligeramente mejor en el Ebro, donde se clasifica en uno de los niveles A1 o A2 con probabilidad uno, que en el Júcar, donde también podría clasificarse como A3 aunque con una probabilidad de tan sólo 0.116.

Los demás parámetros considerados muestran una peor calidad en el Ebro y en alguno de ellos la diferencia de calidad es muy grande. Las Tablas 3 y 4 muestran como variarían las probabilidades de clasificación en los cuatro niveles de calidad para dos de esos parámetros, *fosfatos* y *coliformes totales*.

Porcentaje	0%	25%	50%	75%	100%
A1	0.860	0.646	0.434	0.233	0.016
A2	0.118	0.322	0.524	0.714	0.914
+A3	0.021	0.031	0.042	0.053	0.070

Tabla 3. Probabilidades de los niveles de calidad para el parámetro *fosfatos*.

La primera fila de la Tabla 3 muestra el porcentaje de agua del Ebro en la mezcla de aguas. Así, la columna encabezada con 0% refleja la calidad actual del agua de la Confederación Hidrográfica del Júcar, la encabezada por 100% la calidad del Ebro, y las otras tres columnas muestran distintos escenarios de un hipotético trasvase. El nivel de calidad A3 no es posible para el parámetro *fosfatos*, por lo que no ha sido considerado.

Porcentaje	0%	25%	50%	75%	100%
A2	1.000	0.748	0.509	0.248	0.000
A3	0.000	0.001	0.001	0.001	0.002
+A3	0.000	0.252	0.490	0.751	0.998

Tabla 4. Probabilidades de los niveles de calidad para el parámetro *coliformes totales*.

En lo que respecta a los *coliformes totales*, el nivel de calidad A1 tiene probabilidad nula en todos los casos, por lo que no se ha considerado en la Tabla 4.

Utilizando los doce parámetros aquí estudiados nuestro índice de calidad tomaría los valores recogidos en la Tabla 5.

Porcentaje	0%	25%	50%	75%	100%
Índice	256	208	166	131	100

Tabla 5. Índices de calidad para la mezcla de aguas.

De un modo análogo, el primer valor de la segunda fila de la Tabla 5 es el valor actual del índice de calidad del agua de la Confederación Hidrográfica del Júcar, el de la encabezada por 100% corresponde al índice del Ebro, y las otras tres columnas muestran el índice correspondiente a distintos escenarios de un hipotético trasvase.

5. Conclusiones.

La introducción de incertidumbre mejora sustancialmente la medición de la calidad asociada a un agua concreta. Los criterios de valoración administrativos son excesivamente rígidos, al asignar una determinada calidad con una aparente sensación de certidumbre, frente a la consideración de la incertidumbre inherente al problema que sí es contemplada por el índice estocástico aplicado en este trabajo.

En trabajos anteriores (Beamonte et al, 2003) se desarrollaba una aproximación no paramétrica a partir de la distribución Multinomial, que requiere -al no tener en cuenta el orden existente en la categorización de los datos- un tamaño muestral elevado. En este trabajo el comportamiento de los datos se modeliza a través de una distribución Lognormal, más eficiente que la anterior al utilizar información inicial en forma de distribución inicial. En cualquier caso, en los citados trabajos de los autores se confirma la alta correlación de las mediciones efectuadas con el índice calculado con los diferentes modelos y también en ausencia de incertidumbre.

Respecto a la aplicación efectuada, las conclusiones obtenidas apuntan a que la calidad del agua del Ebro es inferior a la del Júcar, cuando es medida a través de las doce características físico-químicas estudiadas en este trabajo. Globalmente, el índice de calidad propuesto toma el valor 256 para el Júcar, y sólo de 100 para el Ebro. Consecuentemente, conforme la mezcla de aguas tenga una mayor proporción de agua del río Ebro la calidad resultante disminuye. Resulta evidente que los resultados aquí obtenidos están condicionados por el número y tipología de los parámetros físicos-químicos considerados.

Bibliografía.

1. Beamonte, E, Bermúdez, J., Casino, A. y Veres, E. (2003): "Un indicador global para la calidad del agua", En actas del *27 Congreso Nacional de Estadística e Investigación Operativa*, Lérida.
2. Beamonte, E, Bermúdez, J., Casino, A. y Veres, E. (2004): "Un indicador global para la calidad del agua. Aplicación a las aguas superficiales de la Comunidad Valenciana", *Estadística Española*, **46**, pp. 357-384.
3. Beamonte, E, Bermúdez, J., Casino, A. y Veres, E. (2005): "A global stochastic index for water quality: the case of the river Turia (Spain)", *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics*, (en revisión).
4. Bielsa, J. y Duarte, R. (2000): "La eficiencia técnica de riego: Análisis de las conexiones y la utilidad de sus diversas definiciones", *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, **189**, pp. 103-118.
5. Estevan, A. (2003): "El Plan Hidrológico Nacional: destapando la olla". *Archipiélago*, **57**, pp. 43-57.
6. Huetting, R. (1991): "Correcting national income for environmental losses: a practical solution for a theoretical dilemma". En Constanza, R. (ed.), *Ecological Economics. The Science and Management of Sustainability*, Columbia University Press, New York, pp. 194-213.
7. Naredo, J.M. (1997): "Spanish water accounts (summary report)". En San Juan, C. y Montalvo, A. (eds.), *Environmental economics in the European Union*, Mundi-Prensa y Universidad Carlos III, Madrid, pp. 369-443.
8. Naredo, J.M. (2003): "La encrucijada de la gestión del agua en España". *Archipiélago*, **57**, pp. 17-33.
9. Poch, M. (1999): *Las calidades del agua*, Rubes Editorial S.L., Barcelona.

10. Prada, C. de (2003): "La 'racionalidad oculta' del Plan Hidrológico Nacional". *Archipiélago*, **57**, pp. 58-68.
11. Provencher, M. y Lamontagne, M.P. (1977) : *Méthode de détermination d'un indice d'appréciation de la qualité des eaux selon différentes utilisations*. Ministère de Richesses Naturelles, Québec.
12. Sahuquillo, A. (2001): "El Plan Hidrológico Nacional y el uso conjunto". En Iríbar, V., Grima, J. y Sánchez Vila, X. (eds.), *Las aguas subterráneas en el Plan Hidrológico Nacional*, Mundi-Prensa, Madrid.