

ESTUDIO DE VIABILIDAD ECONÓMICA PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES A TRAVÉS DE UN ANÁLISIS COSTE BENEFICIO

HÉRNANDEZ-SANCHO, FRANCESC

*Francesc.Hernandez@uv.es
Universidad de Valencia / Departamento de Estructura Económica
Campus dels Tarongers, 46022 Valencia.*

MOLINOS-SENANTE, MARÍA

*Maria.Molinos@uv.es
Universidad de Valencia / Departamento de Estructura Económica
Campus dels Tarongers, 46022 Valencia.*

SALA-GARRIDO, RAMÓN

*Ramon.Sala@uv.es
Universidad de Valencia / Departamento de Matemáticas para la Economía.
Campus dels Tarongers, 46022 Valencia.*

Recibido 12/11/2009

Revisado 08/01/2010

Aceptado 15/02/2010

RESUMEN: La realización de estudios económicos para la implementación de políticas eficientes de gestión de los recursos hídricos es una necesidad reconocida por la propia Directiva Marco del Agua. Por otra parte, la depuración de aguas residuales ha cobrado una importancia progresiva desde principios de la década de los setenta del siglo XX, como resultado de la preocupación general sobre el problema del deterioro de la calidad de las masas de agua. El objetivo principal que persigue el tratamiento de aguas residuales es la obtención de un vertido que no provoque impactos negativos sobre el medio ambiente y, por ello, en la actualidad constituye una de las principales medidas adoptadas para mejorar la calidad del medio receptor. En el contexto de la gestión de recursos hídricos se aplican una serie de metodologías como apoyo al proceso de toma de decisiones. Uno de los métodos de mayor aceptación es el Análisis Coste-Beneficio. Por ello, en este trabajo se lleva a cabo una aplicación empírica de esta metodología en el ámbito de la depuración de aguas residuales. La comparación de los beneficios ambientales derivados del tratamiento de estas aguas con los costes requeridos permite obtener un indicador útil sobre la viabilidad económica de estas instalaciones.

Palabras claves: tratamiento aguas residuales, análisis coste-beneficio, beneficio ambiental, viabilidad económica, precios sombra, funciones distancia.

ABSTRACT: Economic research into implementation of policies for the efficient management of water is recognized by Water Framework Directive. Moreover, wastewater treatment has become a progressive

important since the early 1970s as a result of general concern about the problem of deterioration water bodies quality. The main aim of wastewater treatment is obtain an effluent that does not cause negative impacts on the environment and, therefore now wastewater treatment constitutes one of the major measure taken to improve the quality of the receiving environment. In this context, a number of methodologies are applied as support into the decision-making process. One of the most accepted method is the Cost-Benefit Analysis. Therefore, in this paper is carried out an empirical application of this methodology in the field of wastewater treatment. Comparison of the environmental benefits derived from the wastewater treatment with the required costs provides a useful indicator for the economic feasibility of these facilities.

Keywords: wastewater treatment, cost-benefit analysis, environmental benefit, economic feasibility, shadow prices, distance functions.

1. Introducción

Según el Quinto Foro Mundial del Agua celebrado en Istanbul en el año 2009, el agua será uno de los asuntos centrales del siglo XXI a nivel mundial. Además el problema de la escasez del agua se está agravando por el cambio climático, sobre todo en las regiones áridas como la Mediterránea.

La necesidad de satisfacer una demanda creciente de recursos hídricos, evitando la degradación de los ecosistemas, supone un verdadero reto que debe ser afrontado desde una perspectiva multidisciplinar en la que se tengan en cuenta criterios ambientales, sociales y económicos de gestión del agua.

Los análisis de tipo económico en la implementación de políticas y selección de medidas en el ámbito de la gestión de los recursos hídricos están adquiriendo un interés creciente. Ejemplo de ello es el nuevo papel del análisis económico en la planificación hidrológica propuesto en la Directiva 2000/60/CEE.

La Directiva Marco del Agua (DMA) establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Esta Directiva supone un nuevo enfoque en la planificación de los recursos hídricos ya que, entre otros aspectos novedosos, introduce el concepto de recuperación de costes de los servicios relacionados con el agua junto con la necesidad de realizar estudios económicos para el diseño e implementación de políticas eficientes de gestión de recursos hídricos.

En este contexto, la economía proporciona herramientas, información e instrumentos para la racionalización del proceso de toma de decisiones en el marco de la planificación hidrológica. Así, el Análisis Coste Beneficio (ACB) se presenta como un método ampliamente aceptado y usado para evaluar la viabilidad económica de proyectos y actuaciones.

Por otra parte, como resultado de la preocupación de la sociedad por el problema del deterioro de la calidad de las masas de agua, la depuración de aguas residuales ha cobrado importancia progresivamente desde principios de la década de los años setenta y especialmente tras la aprobación de la Directiva 1991/271/CEE relativa al tratamiento de aguas residuales urbanas y su transposición al ordenamiento jurídico español (Real Decreto Ley 11/1995).

El objetivo principal que persigue el tratamiento de aguas residuales es la obtención de un vertido que no provoque graves impactos negativos sobre el medio ambiente. Por ello,

en la actualidad constituye una de las principales medidas adoptadas para mejorar la calidad del medio receptor.

Teniendo en cuenta los requisitos medioambientales y económicos exigidos por la DMA así como la importancia de la depuración de las aguas residuales para lograr el buen estado ecológico de las masas de agua, resulta necesario evaluar la viabilidad económica de la explotación de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDARs). Así, en este papel se realiza un ACB en el que los beneficios ambientales derivados del tratamiento de aguas residuales son comparados con los costes de explotación de dichas instalaciones.

Es evidente que la realización de ACB, requiere que los beneficios y costes estén expresados en las mismas unidades, sin embargo cuando se analiza ambientalmente un proyecto, los beneficios generalmente se miden en diferentes unidades físicas, mientras que los costes se miden en unidades monetarias; de ahí que el ACB requiere de la valoración monetaria como método de homogeneización de las unidades de medida.

En este sentido, desde la teoría económica se han desarrollado diversas metodologías para la cuantificación e internalización de las externalidades ambientales derivadas de los proyectos de inversión. En el ámbito de los recursos hídricos, la literatura especializada recoge que en la mayoría de las aplicaciones, la cuantificación de dichas externalidades se ha realizado mediante el método de valoración contingente (MVC).

El objetivo del MVC es cuantificar en términos monetarios el incremento o disminución de bienestar que se deriva de una actuación. Para ello se simula un escenario en el que se pregunta a los individuos sobre su disposición a pagar, o a ser compensado, por un incremento o disminución en la calidad o en la cantidad de un recurso ambiental.

A pesar de que muchos autores consideran el MVC como una técnica consolidada debido a que se encuentra avalada por numerosas aplicaciones prácticas, en la comunidad científica no existe un consenso unánime sobre la validez de esta metodología como herramienta de valoración de bienes ambientales. Este debate, unido al elevado coste monetario de este tipo de estudios, ha despertado un cierto interés en la búsqueda de alternativas a la valoración contingente en el contexto ambiental y, especialmente en el ámbito de los recursos hídricos.

En este sentido y, a partir del trabajo pionero de Färe et al. (1993) surge una corriente de investigación que aporta una metodología de valoración de los llamados outputs no

deseables, carentes de mercado, en el marco de los estudios de eficiencia. Haciendo uso del concepto de *función distancia* se logra calcular un *precio sombra* para aquellos bienes derivados de actividades humanas y productivas (residuos sólidos, emisiones contaminantes, agua residual, etc.) para los que el mercado no otorga ningún valor y que cuentan con importantes efectos ambientales.

Según el Banco Mundial: “el precio sombra es el valor empleado en el análisis económico con respecto a un coste o beneficio de un proyecto cuando se considera que el precio de mercado es una estimación deficiente del valor económico real. El precio sombra implica técnicamente un precio que se ha obtenido de un modelo matemático complejo”.

Algunas aplicaciones empíricas de este método basado en funciones distancia se encuentran en los trabajos de Coggins y Swinton (1996) y Swinton (1998) en los que se calculan los precios sombra de las emisiones de dióxido de azufre derivadas de la fabricación de aparatos eléctricos. Por otro lado, Reig et al. (2000) hacen uso de la misma metodología para estimar los precios sombra de los residuos generados por la industria cerámica en España. El valor económico obtenido para estos outputs no deseables se utiliza para calcular un índice de productividad que tiene en cuenta no sólo la producción con valor de mercado sino también los residuos derivados del proceso productivo. Más recientemente, Nguyen Van Ha et al., (2007), hacen uso de las funciones distancia para estimar los precios sombra correspondientes a tres outputs no deseables y con un claro impacto ambiental derivados del proceso de reciclaje de papel en Vietnam. Liu et al. (2009) calculan el precio sombra de los recursos hídricos en China como método de estimación del coste real del recurso.

Es importante destacar que los llamados outputs no deseables analizados en los diferentes trabajos pueden ser considerados como externalidades ambientales negativas asociadas a un proceso de producción. Los precios sombra calculados representarían el valor de dichos efectos externos que podrían convertirse en daño ambiental en el caso de una gestión inadecuada. En este sentido, si en el contexto de la gestión de aguas residuales consideramos su tratamiento como un proceso productivo en el que se obtiene un output deseable (agua limpia) junto con una serie de outputs no deseables (sólidos en suspensión, fósforo, nitrógeno, etc.) se podría plantear el cálculo de los precios sombra para estos últimos, lo que sería equivalente al valor del daño ambiental evitado o

beneficio ambiental derivado del proceso de tratamiento. En otras palabras, se obtendría el valor de las externalidades positivas asociadas a la depuración de aguas residuales, es decir, mediante el tratamiento se está evitando el vertido de sustancias contaminantes que tendrían un evidente efecto ambiental negativo.

Con el objetivo de obtener un indicador útil sobre la viabilidad económica de la explotación de las EDARs, en este trabajo se realiza un análisis coste beneficio para cada una de las instalaciones objeto de estudio. Para ello, la cuantificación de los beneficios ambientales derivados del proceso de depuración se realiza mediante el cálculo de los precios sombra asociados a los outputs no deseables obtenidos en el proceso de tratamiento de las aguas residuales. Una vez estimado el beneficio ambiental de la depuración en términos monetarios y conocido el coste económico del tratamiento de las aguas residuales se obtiene el indicador de viabilidad económica para cada una de las EDARs analizadas.

2. Metodología

La metodología para la cuantificación de outputs no deseables carentes de mercado, fue desarrollada por Färe et al. en 1993 en el marco de los estudios de eficiencia. Bajo la perspectiva económica, el término eficiencia hace referencia al uso racional de los recursos disponibles, es decir, la eficiencia describe aquel proceso productivo que según la tecnología existente, emplea de manera óptima todos los factores de producción. En este contexto, la llamada función distancia se utiliza como referente para la obtención de los precios sombra de cada unidad productiva.

Las funciones distancia fueron introducidas por primera vez por Färe et al. (1993) haciendo uso del teorema de la dualidad de Shephard (Shephard, 1970). Conceptualmente, la función distancia generaliza el concepto de las funciones de producción convencionales y mide la diferencia entre los outputs producidos por el proceso objeto de estudio y los outputs producidos por el proceso más eficiente. Se considera que el proceso más eficiente es aquel que minimiza el consumo de inputs y también minimiza la generación de outputs no deseables para maximizar la obtención de outputs deseables. Esta función mide la distancia en el espacio desde el vector de outputs del proceso analizado hasta la frontera definida por el proceso más eficiente considerando que el vector de inputs es constante. Suponiendo que el proceso de producción utiliza un

vector de N inputs $x \in R_+^N$ para producir un vector de M outputs $u \in R_+^M$, la función distancia se define como:

$$D_0(x,u) = \text{Min} \{ \theta : (u/\theta) \in P(x) \} \quad [1]$$

Donde $P(x)$ es un vector de outputs técnicamente viables y que utilizan el vector de inputs x , u/θ es la relación de outputs en la frontera de producción, con ello se tiene que $D_0(x,u) \in [0,1]$. Asimismo, se tiene que $D_0(x,0) = 0$ y $D_0(x,u) = 1$ si u pertenece a la producción “frontera”, es decir, la más eficiente. Valores elevados de D_0 indican una buena aproximación a la frontera de producción y, por tanto, alta eficiencia. De forma que, cuando un proceso productivo utilice un mínimo de inputs para producir un determinado output, (en nuestro caso agua tratada con una calidad determinada) se situará en la frontera de producción (Hernández y Sala, 2006).

La función distancia tiene las siguientes propiedades (Coelli, T., 1998):

- (i) $D_0(x,u)$ es una función semicontinua inferior.
- (ii) $D_0(x,u)$ es no decreciente en u y no creciente en x ;
- (iii) $D_0(x,u)$ es homogénea de grado 1 en outputs (u)

El método más usado para la estimación empírica de las funciones distancia es el de programación lineal, aunque algunos estudios utilizan métodos econométricos.

Este tipo de programación matemática fue utilizada en primera instancia por Aigner y Chu (1968) para estimar los parámetros de la función de producción, y desde entonces se ha convertido en un poderoso instrumento para estimar las funciones distancia. Una de las ventajas de esta metodología es que no requiere ningún supuesto sobre la forma funcional. Un posible inconveniente es que los parámetros calculados no tienen propiedades estadísticas.

La función que ofrece mayor flexibilidad y, por ello, la más usada en este ámbito es la función translog. Aplicada a un problema con k unidades de producción, n inputs y m outputs, siendo x^k y u^k los inputs y outputs de la unidad de producción k -ésima, se formula como sigue:

$$\ln D_0(x^k, u^k) = \alpha_0 + \sum_{n=1}^N \beta_n \ln x_n^k + \sum_{m=1}^M \alpha_m \ln u_m^k + \frac{1}{2} \sum_{n=1}^N \sum_{n'=1}^N \beta_{nn'} (\ln x_n^k)(\ln x_{n'}^k) +$$

$$\frac{1}{2} \sum_{m=1}^M \sum_{m'=1}^M \alpha_{mm'} (\ln u_m^k)(\ln u_{m'}^k) + \sum_{n=1}^N \sum_{m=1}^M \gamma_{nm} (\ln x_n^k)(\ln u_m^k)$$
[2]

Para calcular los parámetros de la ecuación (α, β, γ) se usa el siguiente programa lineal:

$$\text{Max} Z = \sum_{k=1}^K [\ln D_0(x^k, u^k) - \ln 1]$$

s.t.:

- (i) $\ln D_0(x^k, u^k) \leq 0$
- (ii) $\frac{\partial \ln D_0(x^k, u^k)}{\partial \ln u_m^k} \geq 0, (m = 1)$
- (iii) $\frac{\partial \ln D_0(x^k, u^k)}{\partial \ln u_{m'}^k} \leq 0, (m' = 2, 3, 4, \dots)$ [3]
- (iv) $\sum_{m=1}^M \alpha_m = 1; \sum_{n=1}^N \beta_{nn'} = \sum_{n=1}^N \gamma_{nm} = 0$
- (v) $\alpha_{mm'} = \alpha_{m'm}; m = 1, \dots, M; m' = 1, \dots, M$
- (vi) $\beta_{nn'} = \beta_{n'n}; n = 1, \dots, N; n' = 1, \dots, N$

El problema lineal a resolver se plantea como: maximizar la suma de las distancias de cada unidad respecto de la frontera sabiendo que $\ln 1 = 0$, y sujeto a las restricciones de:

- (i) todas las observaciones deben ser menores o iguales que 0.
- (ii) la derivada de la función distancia es no decreciente con el output deseable. En este caso, el denominador u_1^k representa el único output deseado del problema.
- (iii) la derivada de la función distancia con relación a los outputs no deseables, asegura que éstos tienen precios negativos. En este caso

u_m^k ($m = 2,3,4,5,6$) son los outputs no deseables del problema del epígrafe siguiente.

- (iv) homogeneidad de grado 1 de la función respecto a los outputs.
- (v) simetría de los parámetros α .
- (vi) simetría de los parámetros β

Una vez calculada la función de distancia para cada unidad productiva, el siguiente paso consiste en la aplicación del lema de Shephard, que nos permite pasar de unidades físicas a unidades monetarias.

El citado lema, está relacionado con la teoría del consumidor, de forma que para una función de coste de un determinado bien, ésta tiene un único mínimo (siempre y cuando se cumplan condiciones de las funciones, como por ejemplo que sea estrictamente convexa) para un precio determinado. Es decir, un consumidor puede comprar una cantidad única de un bien (para un precio dado por el mercado) que le permite alcanzar un cierto nivel de utilidad o bienestar. Shephard en 1970 y posteriormente Färe y Primont en 1995 establecieron la dualidad entre la función distancia y la de ingresos. La aplicación del lema de Shephard para calcular los precios de los outputs no deseables requiere asumir que tanto la función de distancia como la de ingresos son diferenciables. Las relaciones entre las funciones de ingreso y las funciones distancia pueden expresarse:

$$R(x,u) = \underset{u}{\text{Max}} \{ ru : D_0(x,u) \leq I \} \quad [4]$$

$$D_0(x,u) = \underset{r}{\text{Max}} \{ ru : R(x,u) \leq I \} \quad [5]$$

Donde $R(x,u)$ es la función de ingresos y r representa los precios de los outputs. El lema de dualidad de Shephard permite establecer la siguiente relación:

$$\nabla_u D_0(x,u) = r^*(x,u) \quad [6]$$

Donde $r^*(x,u)$ representa el máximo de la función de ingreso, para un vector determinado de precios de los outputs.

La deducción de los precios sombra absolutos para los outputs no deseables usando la función distancia requiere asumir que el precio sombra absoluto de un output deseable coincide con el precio de mercado. (Bajo la aplicación que se está realizando, el precio

sombra del agua tratada es igual al precio de mercado de este output). Así, sea m un output deseable cuyo precio de mercado es r_m igual a su precio sombra absoluto (r_m^0), y sea m' cada uno de los outputs no deseables y $r_{m'}$ el precio sombra de cada uno de los outputs no deseables, para todo $m' \neq m$ los precios sombra absolutos viene dados por (Färe et al. 1993):

$$r_{m'} = r_m^0 \frac{\partial D_0(x, u) / \partial u_{m'}}{\partial D_0(x, u) / \partial u_m} \quad [7]$$

De ahí, el precio sombra relativo del output m' (no deseable) se define como el cociente entre la derivada de la función de distancia con respecto al output no deseable y la derivada de la función de distancia con respecto al output deseable, y todo ello multiplicado por el precio sombra absoluto del output deseable.

En este trabajo se propone la aplicación de la metodología anteriormente descrita en el ámbito de la depuración de aguas residuales, con el objetivo de llevar a cabo un análisis coste beneficio que incluya las externalidades ambientales.

3. Datos de la muestra

La muestra utilizada en esta aplicación empírica consta de 43 estaciones depuradoras de aguas residuales localizadas en la Comunidad Valenciana. La información estadística corresponde al año 2006 y procede de la Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales (EPSAR). El volumen de agua residual tratado por cada planta está comprendido entre 1.000.000 y 10.000.000 m³/año. Así mismo, podemos diferenciar cuatro grupos de depuradoras en función del destino final del efluente:

- Grupo 1: EDARs cuyo efluente es vertido a cauce.
- Grupo 2: EDARs cuyo efluente es vertido a marjal.
- Grupo 3: EDARs cuyo efluente es vertido al mar.
- Grupo 4: EDARs cuyo efluente es reutilizado.

El proceso de depuración se caracteriza por la producción de un output deseable, *agua tratada* (u_1) y cinco outputs no deseados: *nitrógeno [N]* (u_2), *fósforo [P]* (u_3), *sólidos en suspensión [SS]* (u_4), y materia orgánica medida como *Demanda biológica de oxígeno [DBO5]* (u_5) y *Demanda química de oxígeno [DQO]* (u_6). Los inputs necesarios para

llevar a cabo el tratamiento son: *energía* (X_1), *personal* (X_2), *reactivos y mantenimiento* (X_3) y *residuos y varios* (X_4). Las tablas 1 y 2 describen los datos utilizados.

Tabla 1: Descripción de la muestra (Fuente: EPSAR)

		MEDIA	DESVIACIÓN	MÁXIMO	MÍNIMO
INPUTS (€/año)	Energía	115.605	62.215	372.528	13.071
	Personal	194.375	107.894	519.255	42.881
	Reac+Mant	89.801	76.838	397.235	11.463
	Res+Var	111.739	83.104	430.543	15.155
OUTPUT DESEABLE (m ³ /año)	Agua	3.469.253	1.941.214	8.235.606	1.022.000
OUTPUTS NO DESEABLES (Kg/año)	N	88.794	73.722	365.029	15.213
	P	17.463	16.977	101.835	2.044
	SS	1.196.525	1.097.032	7.666.434	147.724
	DBO ₅	1.134.974	999.246	5.565.423	142.227
	DQO	2.230.576	1.927.064	10.533.870	270.073

Tabla 2: Descripción de la muestra según destino efluente.

		MEDIA CAUCE	MEDIA MARJAL	MEDIA MAR	MEDIA REUSO
INPUTS (€/año)	Energía	113.233	60.669	110.258	141.523
	Personal	205.375	110.484	173.105	212.361
	Reac+Mant	86.545	39.121	84.061	116.764
	Res+Var	108.140	53.430	108.762	139.536
OUTPUT DESEABLE (m ³ /año)	Agua	2.879.352	1.652.598	3.512.258	3.620.399
OUTPUTS NO DESEABLES (Kg/año)	N	83.789	34.704	76.567	108.611
	P	16.124	4.957	15.805	25.342
	SS	1.111.429	211.532	945.851	1.647.281
	DBO ₅	1.074.574	170.217	767.077	1.578.493
	DQO	2.072.557	342.087	1.593.862	3.272.840

4. Resultados

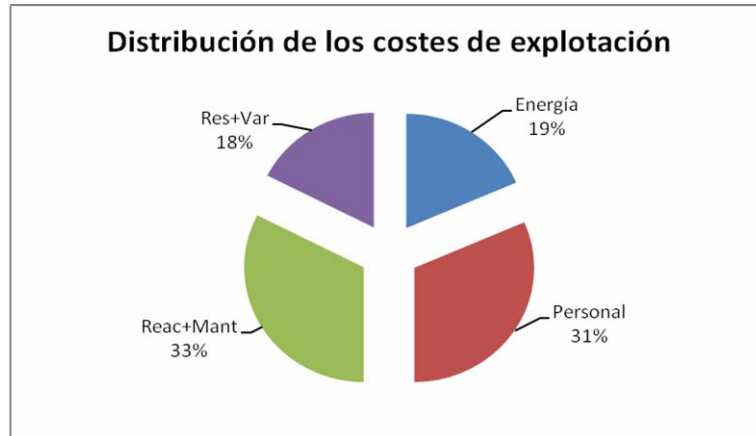
4.1. Costes de explotación de las depuradoras de aguas residuales.

La Tabla 3 muestra los costes de explotación. Dichos costes se han agrupado en cuatro categorías: energía, personal, reactivos y mantenimiento y residuos y varios.

El gráfico 1 muestra la distribución de los costes de explotación. La media ponderada de las 43 plantas objeto de estudio, muestra que el coste más importante está asociado a los

reactivos y mantenimiento, ya que supone aproximadamente un tercio del total de los costes. Un porcentaje similar, 31%, está asociado a los gastos de personal. Los costes energéticos y los de gestión de residuos y varios tienen un peso porcentual similar en el coste total, contribuyendo cada uno de ellos con un 19% y 18% respectivamente.

Gráfico 1: Distribución de los Costes de Explotación.

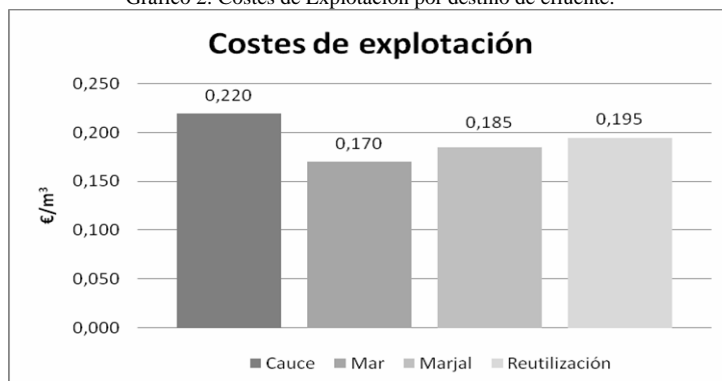


El gráfico 2 muestra los costes totales de explotación según el destino del efluente. Al igual que para el cálculo de la distribución de costes, se ha estimado la media ponderada según el volumen total de agua residual tratado por cada una de las EDARs. El gráfico 2 muestra que las diferencias existentes en el coste total en función del destino del efluente no son importantes. Las EDARs cuyo efluente es vertido a cauce son las que presentan un mayor coste de explotación, seguidas de las plantas cuyo efluente es reutilizado. Por otra parte, las EDARs cuya agua tratada es vertida al mar o a zonas húmedas son las que tienen un menor coste de explotación.

Tabla 3: Costes de explotación de las EDARs expresados en €/m³.

EDAR	Energía	Personal	Reac+Mant	Res+Var	TOTAL
1	0,034	0,080	0,079	0,026	0,220
2	0,015	0,044	0,050	0,013	0,122
3	0,022	0,062	0,062	0,044	0,190
4	0,024	0,056	0,039	0,048	0,167
5	0,043	0,061	0,046	0,024	0,174
6	0,032	0,042	0,035	0,014	0,123
7	0,021	0,049	0,030	0,014	0,114
8	0,052	0,085	0,050	0,029	0,216
9	0,070	0,069	0,069	0,054	0,262
10	0,095	0,124	0,250	0,278	0,748
11	0,046	0,095	0,113	0,014	0,267
12	0,086	0,103	0,094	0,066	0,349
13	0,027	0,048	0,031	0,020	0,125
14	0,036	0,089	0,023	0,072	0,220
15	0,050	0,127	0,092	0,035	0,305
16	0,084	0,055	0,136	0,032	0,307
17	0,096	0,175	0,200	0,171	0,642
18	0,175	0,244	0,193	0,081	0,694
19	0,036	0,114	0,168	0,067	0,384
20	0,057	0,071	0,067	0,105	0,301
21	0,062	0,047	0,039	0,029	0,178
22	0,026	0,043	0,033	0,011	0,112
23	0,022	0,031	0,033	0,020	0,106
24	0,044	0,047	0,100	0,105	0,296
25	0,020	0,025	0,032	0,012	0,090
26	0,061	0,133	0,083	0,060	0,337
27	0,049	0,064	0,051	0,035	0,199
28	0,019	0,080	0,076	0,015	0,190
29	0,031	0,024	0,054	0,015	0,124
30	0,035	0,072	0,044	0,026	0,177
31	0,048	0,053	0,062	0,030	0,192
32	0,013	0,073	0,026	0,011	0,123
33	0,026	0,107	0,072	0,029	0,234
34	0,026	0,038	0,045	0,034	0,144
35	0,052	0,070	0,115	0,040	0,278
36	0,018	0,045	0,083	0,017	0,164
37	0,029	0,061	0,024	0,007	0,121
38	0,056	0,023	0,021	0,003	0,103
39	0,063	0,036	0,110	0,016	0,225
40	0,076	0,101	0,055	0,017	0,249
41	0,053	0,114	0,089	0,045	0,301
42	0,070	0,170	0,153	0,047	0,440
43	0,018	0,080	0,041	0,024	0,163
MEDIA	0,037	0,063	0,065	0,035	0,201

Gráfico 2: Costes de Explotación por destino de efluente.



Una vez cuantificados los costes de explotación de las EDARs objeto de estudio (Tabla 3), para realizar el ACB, el siguiente paso es determinar los beneficios ambientales del proceso de depuración de cada una de las plantas.

4.2. Beneficios del proceso de depuración de aguas residuales.

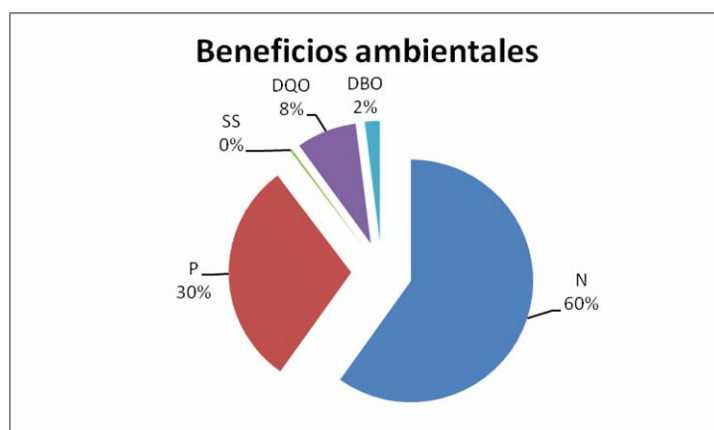
Los beneficios ambientales, expresados en términos monetarios, han sido estimados mediante el cálculo de los precios sombra de los outputs no deseables obtenidos en el proceso de depuración de aguas residuales. Estos precios sombra expresan el valor del daño ambiental en el caso de que se vertiesen los contaminantes al medio, es decir, el beneficio ambiental derivado del proceso de tratamiento de aguas residuales.

La tabla 4 muestra los beneficios ambientales, expresados en términos monetarios, de las 43 EDARs objeto de estudio. El beneficio total ha sido desglosado según los contaminantes eliminados: N, P, SS, DQO y DBO₅.

Siguiendo la metodología descrita en el apartado 2, el beneficio ambiental, se obtiene de multiplicar el precio sombra del contaminante en cuestión por la cantidad de dicho contaminante eliminado por metro cúbico de agua tratada en el proceso de depuración. La tabla 4 muestra que los beneficios ambientales del proceso de depuración son variables entre las distintas EDARs, ya que el valor mínimo es de 0,02 €/m³, mientras que el valor máximo es de 2,5 €/m³. La media ponderada, según el volumen de agua residual tratada, es de 0,807 €/m³.

El gráfico 3 muestra los beneficios ambientales asociados a la eliminación de cada uno de los contaminantes. Se observa, que evitar el vertido del nitrógeno presente en el agua residual supone la mayor contribución al beneficio total de la depuración, ya que la eliminación de este nutriente representa el 60% del beneficio total. El siguiente contaminante en importancia es el fósforo, con un peso porcentual del 30% sobre el beneficio total. Por el contrario, la eliminación de los sólidos en suspensión, apenas contribuye (0,3%) al beneficio ambiental de la depuración. A pesar de que este contaminante es eliminado en grandes cantidades del agua residual, su bajo precio sombra implica que su contribución al beneficio total sea la más baja de todos los contaminantes. En cuanto a la materia orgánica, su participación en el beneficio ambiental total es de sólo un 9,7% ya que aunque las cantidades eliminadas durante el proceso de depuración son muy elevadas, los precios sombra asociados son comparativamente pequeños.

Gráfico 3: Beneficio Ambiental en función del contaminante eliminado.



Además de cuantificar los beneficios ambientales derivados de la eliminación de cada uno de los contaminantes del agua residual, resulta interesante comparar el beneficio total de la depuración en función del destino del efluente. Así, el gráfico 4 muestra que el mayor beneficio ambiental del proceso de depuración se produce cuando el vertido se realiza a marjales. Esto es debido a que, tal y como se observa en el gráfico 3, el mayor beneficio ambiental está asociado a la eliminación de nutrientes y los vertidos a zonas húmedas requieren de un tratamiento específico para la remoción de nitrógeno y fósforo, ya que estos elementos son los principales responsables del proceso de eutrofización.

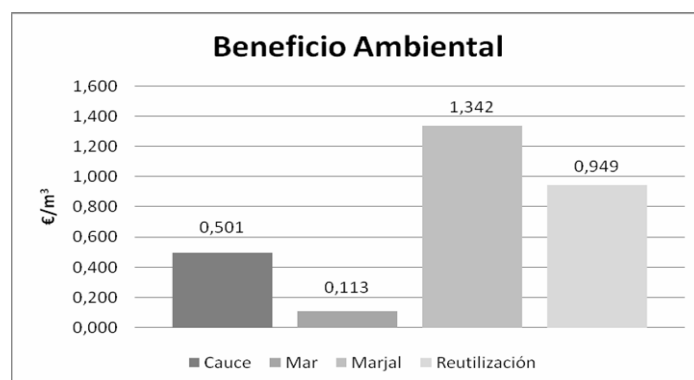
Tabla 4: Beneficio ambiental del proceso de depuración expresado en €/m³.

EDAR	N	P	SS	DQO	DBO ₅	BEN. TOTAL
1	0,0145	0,0033	0,0002	0,0016	0,0003	0,0200
2	0,1965	0,1628	0,0010	0,0262	0,0055	0,3920
3	0,0292	0,0483	0,0002	0,0048	0,0004	0,0829
4	0,0171	0,0058	0,0001	0,0037	0,0003	0,0270
5	0,3898	0,1403	0,0047	0,0189	0,0073	0,5610
6	0,6671	0,1945	0,0031	0,0171	0,0086	0,8905
7	0,1068	0,0228	0,0005	0,0121	0,0022	0,1443
8	0,0358	0,0045	0,0002	0,0030	0,0005	0,0441
9	0,5941	0,1982	0,0037	0,0306	0,0099	0,8365
10	0,1384	0,3401	0,0009	0,3950	0,0106	0,8850
11	0,1314	0,0332	0,0005	0,0126	0,0019	0,1795
12	0,5880	0,0915	0,0012	0,0560	0,0105	0,7471
13	1,5785	0,3931	0,0016	0,0233	0,0083	2,0048
14	0,0086	0,0085	0,0001	0,0040	0,0003	0,0215
15	0,1202	0,2691	0,0012	0,0239	0,0033	0,4178
16	1,0519	0,2466	0,0017	0,3445	0,0680	1,7127
17	0,4968	0,2333	0,0035	0,0420	0,0049	0,7805
18	0,1347	0,0713	0,0006	0,0635	0,0039	0,2740
19	0,8153	0,5215	0,0011	0,3429	0,0228	1,7035
20	1,6409	0,2746	0,0010	0,1004	0,0201	2,0369
21	0,7138	0,0558	0,0008	0,1201	0,0279	0,9184
22	1,1984	0,0937	0,0009	0,1147	0,0225	1,4302
23	0,0528	0,0086	0,0002	0,0042	0,0012	0,0670
24	0,1296	0,0233	0,0002	0,0075	0,0018	0,1625
25	0,1048	0,0334	0,0002	0,0036	0,0018	0,1439
26	0,0557	0,0097	0,0001	0,0033	0,0007	0,0697
27	0,1153	0,0342	0,0003	0,0039	0,0013	0,1549
28	0,0164	0,0111	0,0002	0,0051	0,0010	0,0339
29	0,0631	0,0380	0,0002	0,0017	0,0001	0,1031
30	0,0818	0,0463	0,0002	0,0049	0,0010	0,1342
31	0,7390	0,3085	0,0016	0,0146	0,0110	1,0748
32	0,9878	0,1142	0,0007	0,0203	0,0082	1,1313
33	2,0608	0,4034	0,0011	0,0441	0,0153	2,5247
34	0,2572	0,4487	0,0035	0,0425	0,0068	0,7587
35	0,0361	0,0837	0,0008	0,0105	0,0010	0,1320
36	1,9958	0,3130	0,0027	0,0896	0,0242	2,4253
37	0,0792	0,0150	0,0006	0,0036	0,0009	0,0993
38	0,7465	0,1635	0,0096	0,0807	0,0730	1,0733
39	0,3192	0,5404	0,0034	0,4307	0,0823	1,3760
40	0,0954	0,0455	0,0003	0,0087	0,0013	0,1512
41	0,8213	0,1668	0,0023	0,0858	0,0151	1,0913
42	0,3060	0,3398	0,0013	0,4330	0,0101	1,0902
43	0,7351	0,5665	0,0023	0,0709	0,0082	1,3831
MEDIA	0,4815	0,2452	0,0022	0,0661	0,0130	0,8070

En el caso de que el agua residual tratada se destine a reutilización, los beneficios ambientales también son elevados (próximos a 1€/m³), ya que el agua debe cumplir los

requisitos de calidad exigidos por la legislación vigente (Real Decreto 1620/2007). Por otro lado, el menor beneficio ambiental se produce cuando el destino del agua tratada es el mar, debido a la capacidad de dilución y dispersión de este medio.

Gráfico 4: Beneficio Ambiental en función del destino del efluente.



Una vez que han sido identificados y cuantificados tanto los costes como los beneficios derivados del proceso de depuración de aguas residuales, estamos en condición de calcular el beneficio neto asociado al proceso de depuración en cada una de las plantas objeto de estudio.

4.3. Beneficio neto del proceso de depuración de aguas residuales.

En este apartado, se calcula el beneficio neto de cada una de las EDARs objeto de estudio. Para ello, los beneficios brutos del proceso de depuración de cada una de las EDARs objeto de estudio son comparados con su coste de explotación.

La tabla 5 muestra que 17 de las 43 (40%) de las depuradoras presentan un beneficio neto negativo, es decir, que su explotación no es viable desde el punto de vista económico. Se observa que estas plantas cuyo beneficio neto es negativo vierten el agua residual tanto a cauce como a mar o bien es reutilizado. Por el contrario, todas las plantas cuyo efluente es vertido a zonas húmedas presentan un beneficio neto positivo. Sin embargo, considerando el valor medio en función del destino del efluente, la tabla 6 muestra que las EDARs cuyo efluente es vertido a cauce, marjal o reutilización presentan un beneficio neto positivo. De las EDARs cuya explotación es económicamente viable, las que presentan mayor beneficio neto son aquellas cuyo efluente es vertido a marjales. Por el

contrario, las EDARs cuyo efluente es vertido al mar presentan un beneficio neto medio negativo, es decir, no son económicamente viables

Tabla 5: Beneficio neto del proceso de depuración expresado en €/m³.

EDAR	DESTINO	BENEFICIO BRUTO	COSTE	BENEFICIO NETO
1	CAUCE	0,0200	0,2200	-0,2000
2	CAUCE	0,3920	0,1219	0,2701
3	CAUCE	0,0829	0,1897	-0,1069
4	CAUCE	0,0270	0,1670	-0,1399
5	CAUCE	0,5610	0,1745	0,3865
6	CAUCE	0,8905	0,1233	0,7672
7	CAUCE	0,1443	0,1144	0,0299
8	CAUCE	0,0441	0,2156	-0,1715
9	CAUCE	0,8365	0,2620	0,5745
10	CAUCE	0,8850	0,7479	0,1371
11	CAUCE	0,1795	0,2675	-0,0879
12	CAUCE	0,7471	0,3495	0,3977
13	CAUCE	2,0048	0,1251	1,8797
14	CAUCE	0,0215	0,2203	-0,1988
15	CAUCE	0,4178	0,3050	0,1129
16	CAUCE	1,7127	0,3072	1,4055
17	CAUCE	0,7805	0,6420	0,1385
18	CAUCE	0,2740	0,6938	-0,4198
19	CAUCE	1,7035	0,3841	1,3194
20	CAUCE	2,0369	0,3009	1,7360
21	CAUCE	0,9184	0,1780	0,7405
22	CAUCE	1,4302	0,1124	1,3178
23	MAR	0,0670	0,1059	-0,0389
24	MAR	0,1625	0,2956	-0,1331
25	MAR	0,1439	0,0897	0,0542
26	MAR	0,0697	0,3374	-0,2678
27	MAR	0,1549	0,1994	-0,0445
28	MAR	0,0339	0,1901	-0,1563
29	MAR	0,1031	0,1243	-0,0212
30	MAR	0,1342	0,1763	-0,0421
31	MARJAL	1,0748	0,1920	0,8828
32	MARJAL	1,1313	0,1228	1,0085
33	MARJAL	2,5247	0,2340	2,2907
34	REUTILIZACIÓN	0,7587	0,1438	0,6149
35	REUTILIZACIÓN	0,1320	0,2779	-0,1458
36	REUTILIZACIÓN	2,4253	0,1639	2,2614
37	REUTILIZACIÓN	0,0993	0,1211	-0,0218
38	REUTILIZACIÓN	1,0733	0,1028	0,9705
39	REUTILIZACIÓN	1,3760	0,2252	1,1509
40	REUTILIZACIÓN	0,1512	0,2489	-0,0977
41	REUTILIZACIÓN	1,0913	0,3013	0,7900
42	REUTILIZACIÓN	1,0902	0,4404	0,6499
43	REUTILIZACIÓN	1,3831	0,1633	1,2198
MEDIA		0,8070	0,2010	0,6060

Tabla 6: Beneficio neto medio del proceso de depuración expresado en €/m³.

DESTINO	BENEFICIO	COSTE	BENEFICIO NETO
CAUCE	0,5005	0,2200	0,2805
MAR	0,1129	0,1703	-0,0574
MARJAL	1,3416	0,1850	1,1566
REUSO	0,9487	0,1948	0,7539
MEDIA	0,8070	0,2010	0,6060

4.4. Análisis estadístico.

Una vez calculado el beneficio neto (Tabla 5) de cada una de las EDARs objeto de estudio, el siguiente paso consiste en identificar la causa o causas que determinan que la explotación de una EDAR no sea económicamente viable. Teniendo en cuenta que el beneficio neto es la diferencia entre el beneficio bruto y los costes, el primer paso consiste en determinar si el beneficio neto negativo se debe a que dichas plantas presentan elevados costes o por el contrario, la causa es el bajo beneficio bruto.

En el gráfico 5 se ha representado el beneficio bruto frente al beneficio neto de cada una de las EDAR's consideradas. Dicho gráfico muestra que existe una relación lineal entre ambas variables ya que el coeficiente de determinación R^2 presenta un valor de 0,9561. Con la finalidad de valorar si el beneficio neto depende fundamentalmente del beneficio bruto o del coste del proceso se ha realizado un análisis de varianza. La tabla 7 muestra los resultados obtenidos para los parámetros F de Snedecor y p value.

Gráfico 5: Relación entre el beneficio bruto y el beneficio neto.

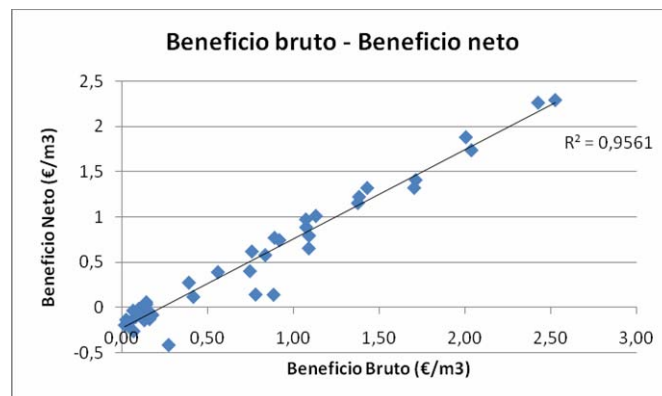


Tabla 7: Resultados del análisis de varianza.

VARIABLE	F	P VALUE
Beneficio Bruto	19,67	0,000067
Coste	0,65	0,440100

El análisis de varianza confirma con un 95% de confianza, que la variable que resulta significativa a la hora de explicar el beneficio neto del proceso de depuración es el beneficio bruto y no el coste. Con el objetivo de confirmar el resultado proporcionado por el análisis de varianza, se ha realizado una prueba no paramétrica, concretamente se ha optado por el test de Kruskal – Wallis. La tabla 8 muestra los resultados obtenidos. Se observa que el beneficio neto está asociado al beneficio bruto, ya que para esta variable el valor de la significancia es de 0,008 mientras que para la variable coste, es de 0,528.

Tabla 8: Resultados de la prueba de Kruskal – Wallis.

VARIABLE	Chi-cuadrado	Significancia
Beneficio Bruto	11,697	0,008
Coste	2,222	0,528

Tal y como se ha demostrado en el apartado 4.2, los beneficios ambientales del proceso de depuración están fundamentalmente asociados a la eliminación de nutrientes del agua residual, ya que éstos son los contaminantes que presentan mayor precio sombra. Por ello, a mayor cantidad de nutrientes eliminados del agua residual, mayor es el daño ambiental evitado y por lo tanto, mayor es el beneficio bruto derivado del tratamiento de las aguas residuales.

Teniendo en cuenta este factor y el hecho de que las diferencias de costes de explotación en función del destino del efluente no son importantes (ver apartado 4.1), resulta interesante abordar el estudio de los costes de explotación en función del tipo de tratamiento realizado en las EDARs objeto de estudio. Para ello, se han diferenciado dos grupos de EDARs, por una parte se han considerado aquellas plantas que tienen tratamiento específico para la eliminación de nutrientes y por otro lado las que no lo tienen.

En la tabla 9 se muestra la distribución de los costes medios de explotación, ponderados en función del volumen de agua residual tratado, de ambos grupos de EDARs.

Tabla 9: Costes de explotación en función del tipo de tratamiento en €/m³.

EDAR	Energía	Personal	Reac+Mant	Res+Var	TOTAL
Sin tratamiento de eliminación de nutrientes.	0,031	0,065	0,055	0,030	0,181
Con tratamiento de eliminación de nutrientes.	0,035	0,070	0,072	0,036	0,213

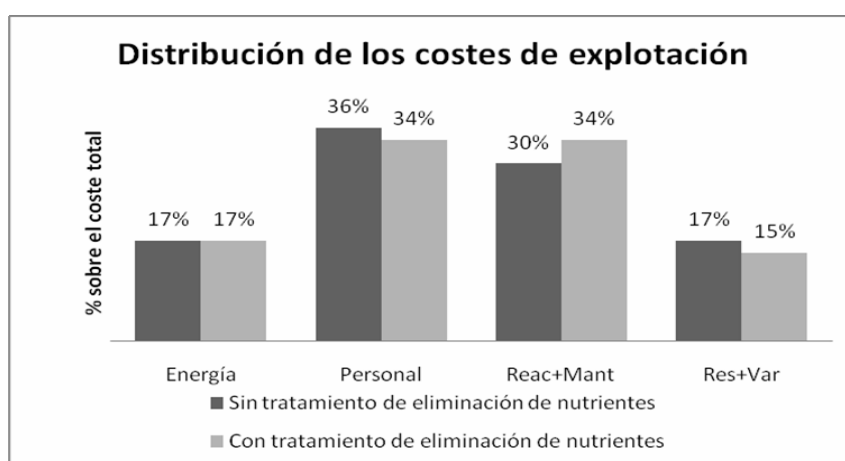
La tabla 9 muestra que las plantas que cuentan con tratamiento específico de eliminación de nutrientes presentan un coste de explotación superior que aquellas plantas que únicamente eliminan los nutrientes asociados al crecimiento de microorganismos. Con la finalidad de valorar si estas diferencias de costes son estadísticamente significativas, se ha realizado un análisis de varianza. El p value obtenido es de 0,306, por lo tanto, con un 95% de confianza, podemos afirmar que las diferencias de coste total de explotación entre ambos grupos de EDARs no son significativas.

Sin embargo, si analizamos con más detalle cada uno de los apartados en los que se desglosa el coste total de explotación de cada grupo de EDARs, se observa que aquellas plantas que cuentan con tratamiento específico para la eliminación de nutrientes muestran especialmente un mayor coste en el apartado de reactivos y mantenimiento. La divergencia en el apartado de reactivos entre ambos grupos de EDARs es de 0,017 €/m³, cifra que representa el 53% de la diferencia de coste total de explotación entre ambos grupos de EDARs. Con el objetivo de demostrar si estas divergencias de costes entre ambos grupos de EDARs en la partida de reactivos son realmente significativas, se ha realizado un análisis de varianza. El p value obtenido es de 0,0084, por lo tanto, con un 95% de confianza, queda demostrado que las diferencias de costes de reactivos y mantenimiento entre ambos grupos de EDARs son estadísticamente significativas.

Así mismo, el gráfico 6 muestra el peso porcentual de cada uno de los apartados en los que se ha desglosado el coste total de explotación tanto para las plantas que cuentan con tratamiento específico de eliminación de nutrientes como para las que no cuentan con dicho tratamiento. La distribución porcentual de costes de explotación muestra que en los apartados de energía, personal, residuos y varios apenas existen diferencias entre ambos grupos de EDARs. Sin embargo, se observan diferencias más importantes en el apartado de reactivos y mantenimiento, ya que las plantas sin tratamiento de eliminación de nutrientes destinan el 30% del coste total al citado apartado, mientras que en las plantas

con eliminación de nutrientes, esta cifra asciende hasta el 34% del coste total de explotación.

Gráfico 6: Distribución porcentual de los costes de explotación.



La existencia de divergencias significativas en el coste asociado al consumo de reactivos entre ambos grupos de EDARs y la distribución porcentual de costes que se observa en el gráfico 6 es lógica, ya que en todas las plantas objeto de estudio, la eliminación de fósforo se realiza mediante precipitación química con adición de diferentes reactivos químicos siendo el FeCl_3 el más utilizado.

El ACB muestra que la explotación de algunas de las EDARs estudiadas no es económicamente viable. Las plantas cuyo efluente es vertido al mar presentan un beneficio neto medio negativo debido a que la mayoría de ellas no cuentan con un tratamiento específico de eliminación de nutrientes y por lo tanto, su beneficio bruto es bajo. Por el contrario, las diferencias de costes entre las plantas que cuentan con tratamientos específicos de eliminación de nutrientes y las que no disponen de éstos, no son estadísticamente significativas. Para el conjunto de EDARs objeto de estudio, el ACB proporciona en media un resultado positivo, $0,5970 \text{ €/m}^3$, lo que demuestra que la depuración de aguas residuales es un proceso positivo no sólo desde el punto de vista ambiental sino también económico.

5. Conclusiones

En este trabajo se realiza un Análisis Coste Beneficio (ACB) del proceso de depuración de aguas residuales con valoración de las externalidades ambientales. El ACB con

valoración de los beneficios ambientales permite llevar a cabo estudios de viabilidad económica para proyectos de tratamiento y reutilización de agua teniendo en cuenta el valor monetario de las llamadas externalidades ambientales.

Bajo la consideración de que la depuración de aguas residuales representa un proceso productivo en el que se obtiene un output deseable (agua tratada) junto con una serie de outputs no deseables (sólidos en suspensión, fósforo, nitrógeno, etc) se plantea el cálculo de un *precio sombra* para estos últimos que representa el valor del daño ambiental evitado o beneficio ambiental derivado del tratamiento de las aguas residuales.

Se presenta una aplicación empírica para una muestra de 43 plantas de tratamiento de aguas residuales ubicadas en la Comunidad Valenciana teniendo en cuenta la generación de cinco outputs no deseables y cuatro posibles destinos de vertido del efluente. Los resultados obtenidos son muy variables en función del destino del efluente y de los contaminantes eliminados.

El mayor beneficio ambiental está asociado al vertido del agua tratada en marjales. De manera lógica, el menor beneficio ambiental está vinculado al vertido del efluente tratado en el mar debido a su capacidad de dilución y dispersión. Por otro lado, la reutilización del agua regenerada también supone importantes beneficios ambientales ya que permite reducir la presión sobre los recursos hídricos convencionales y a la vez evita el vertido de sustancias contaminantes a cauces, lagos y en el mar.

A su vez los precios sombra obtenidos muestran también una importante variabilidad en función del tipo de output no deseable analizado. Independientemente del medio receptor el nitrógeno es la sustancia cuya eliminación resulta más beneficiosa desde el punto de vista ambiental mientras que los sólidos en suspensión representan el output cuya remoción genera menos beneficios ambientales.

Los resultados del Análisis Coste Beneficio proporcionan información sobre la viabilidad económica de la explotación de las EDARs. En este sentido, los valores medios del beneficio neto calculado muestran que las plantas cuyo efluente es vertido a zonas húmedas son las que presentan mayor beneficio neto. Por el contrario, las EDARs que vierten el agua tratada al mar presentan un beneficio neto medio negativo, es decir, no son viables económicamente.

Por otra parte, se ha demostrado que el beneficio neto está directamente relacionado con el beneficio bruto del proceso de depuración y no con los costes de explotación. A mayor

cantidad de nutrientes eliminados del agua residual, mayor es el daño ambiental evitado y por lo tanto, mayor es el beneficio bruto derivado del proceso de depuración. En cambio, en lo referente a los costes de explotación, no se observan diferencias estadísticamente significativas entre las plantas que tienen un tratamiento específico para la eliminación de los nutrientes del agua residual y aquellas que únicamente eliminan los nutrientes asociados al crecimiento de los microorganismos. Sin embargo, debido a que en las EDARs objeto de estudio, la eliminación de fósforo se realiza mediante precipitación química, se ha demostrado que las diferencias de costes en el apartado de reactivos entre ambos grupos de EDARs son estadísticamente significativas.

El estudio de viabilidad económica se ha realizado tomando como base los costes y beneficios correspondientes al año 2006, ya que se refiere a la operación y mantenimiento de las EDARs y no a la inversión. En el caso de que se quisiese incorporar este concepto, el análisis debería contemplar el uso de factores de actualización de corrientes monetarias.

Agradecimientos

Los autores quieren agradecer la ayuda financiera recibida por el Gobierno de España a través del proyecto NOVEDAR-Consolider Project (CSD2007-00055) y del Programa de becas FPU (AP2007-03483).

Referencias bibliográficas

1. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.
2. Directiva 1991/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas.
3. Real Decreto Ley 11/95 de 28 de Diciembre, por le que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.
4. Färe, R., Grosskopf, S., Lovell, C.A. y Yaisawarng, S. (1993). Derivation of shadow prices for undesirable outputs: a distance function approach. *Review of Economics and Statistics*. 75 (2). 374-380.
5. Coggin J.S. Swinton J.R. (1996). The price of pollution: a dual approach to valuing SO₂ allowances. *Journal of Environmental Economics and Management*. 30 (5). 58-72
6. Swinton J.R. (1998). At what cost do we reduce pollution? Shadow price of SO₂ emissions. *The Energy Journal*. 19 (4). 63-83.

7. Reig, E., Picazo, A. y Hernández, F. (2000). The calculation of shadow prices for industrial wastes using distance functions: An analysis for Spanish ceramic pavement firms. *Int. J. Production Economics*. 69. 277-285.
8. Nguyen Van Ha, Shashi K. y Maclaren V. (2007). Shadow prices of environmental outputs and production efficiency of household – level paper recycling units in Vietnam. *Ecological Economics*. 65. 98-110.
9. Liu, X.L., Chen, X.K. y Wang, S.Y. (2009). Evaluating and Predicting Shadow Prices of Water Resources in China and its Nine major River Basins. *Water Resources Management*. 23 (8). 1497-1478.
10. Shephard, R.W. (1970). *Theory of Cost and Production Functions*. Princeton: Princeton University Press.
11. Hernández, F. y Sala, R. (2006). Economic and technical efficiency of wastewater plants: A basic requisite to the feasibility of water reuse projects. En: Hlavinec, P et al (Eds) *Integrated Urban Water Resources Management*. 219-230.
12. Coelli T. (1998). A multi-stage methodology for the solution of orientated DEA models. *Operations Research Letters*. 23. 143-149
13. Aigner DJ. y Chu SF. (1968). Estimating industry production function. *American Economic Review*. 58 (4). 826-839.
14. Färe, R., y Primont, D. (1995). *Multi-outputs production and duality: Theory and Applications*. Kluwer Academic Publisher. Boston.
15. Real Decreto 1620/2007, de 7 de Diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.