

La sostenibilidad en el uso del agua los tributos medioambientales como estrategia económica para reducir la contaminación

Resumen

El fallo de mercado que supone la contaminación originada por el vertido de aguas residuales industriales, se corrige con el establecimiento de tributos medioambientales. La heterogeneidad en el diseño de estos tributos, con una base imponible distinta para cada país miembro de la Unión Europea, afecta tanto a los parámetros de contaminación considerados como a su peso específico en el cálculo de la cuota a pagar. En este trabajo se presenta un estudio sobre la variedad de este tributo en Bélgica, Italia y España, aplicándolo a dos casos de agua industrial del sector agroalimentario. Finalmente, se discute la posibilidad del mismo como corrector del fallo de mercado que supone la contaminación de las aguas, por un lado y por otro, como incentivo para invertir en tecnologías y procesos de depuración.

Isabel María Román Sánchez *Universidad de Almería*

Luis Jesús Belmonte Ureña

Domingo Bonillo Muñoz

1. Introducción

El Consejo de la Unión Europea en su Resolución de 28 de junio de 1988, solicitaba a la Comisión que preparara propuestas para mejorar la calidad ecológica de las aguas superficiales comunitarias y el 23 de octubre de 2000, se establece el marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, con la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo. El artículo 4 de dicha Directiva trata de los objetivos medioambientales de las aguas superficiales y de la necesidad de aplicar las medidas que reduzcan progresivamente la contaminación, así como reducir o interrumpir gradualmente los vertidos. Los estados miembros han desarrollado tributos medioambientales que gravan los vertidos al agua. Son conocidos como cánones de saneamiento y en cada país tienen un diseño específico.

Por otro lado, aunque es necesario reducir la contaminación, el consumo de agua es vital para el desarrollo de la industria agroalimentaria, tanto por la que se incorpora al producto, como por la que se consume en el proceso productivo. Es por ello que esta industria genera un volumen de agua residual considerable. Por ejemplo, en el sector de elaboración del vino se vierte un litro de agua residual por litro de vino producido (Lucas *et al.*, 2010). Esta ratio se eleva a 2,7 litros de agua residual por litro de zumo producido, en el sector de la fabricación de zumos de frutas (Román *et al.*, 2011) y alcanza 4 litros por litro en la fabricación de cerveza (Casani *et al.*, 2005). Asimismo, es necesario tener presente que el coste del agua es la suma de: el precio que se paga por litro consumido, el precio de la depuración de la misma antes de ser vertida y el importe del canon de saneamiento.

Así pues, el objetivo de este trabajo es estudiar el papel de los tributos como mecanismo de prevención de la contaminación de las aguas. Para ello, se comparan los cánones de saneamiento de tres países europeos: Bélgica, Italia y España. La motivación de esta investigación es analizar el diseño de los tributos medioambientales, comparando las bases imponibles de los mismos y los parámetros de contaminación que contemplan y así discernir cuáles de ellos corrigen mejor el fallo de mercado que produce la contaminación y cuáles son meramente recaudatorios.

2. Los tributos medioambientales que gravan la contaminación del agua. El caso de Bélgica, Italia y España

Los cánones de saneamiento están destinados a financiar los procesos de tratamiento del agua residual, tanto la inversión de las instalaciones de depuración como mantenimiento y costes de operación de las mismas. En Europa este tributo suele ser de competencia local, como es el caso de España, cuya competencia es autonómica. Como resultado, existe una gran variación tanto en la estructura como en los parámetros de contaminación considerados en cada normativa, lo que conlleva marcadas diferencias en el importe final del impuesto a pagar.

En este artículo se presenta un estudio comparativo del canon de saneamiento en tres comunidades autónomas españolas, Aragón, Asturias y Navarra, junto al de la región de Caserta, en Italia, y la región de Bruselas, en Bélgica. Para ello, a partir de las diferentes normativas nacionales sobre aguas residuales, se han extraído las ecuaciones que permiten realizar el cálculo de la cuota a pagar en virtud del canon de saneamiento (Tabla 1).

Así, con respecto a la estructura del canon, generalmente se consideran dos términos: un coste fijo, independiente de la carga contaminante, y un coste variable, que depende del caudal de agua residual vertido. La carga contaminante se considera en este último término. Para ello se incluyen diferentes parámetros como la demanda química de oxígeno (DQO) y la presencia de sólidos en suspensión (SS), que se tienen en cuenta en todos los casos. Junto a otros parámetros como la conductividad (C), la demanda biológica de oxígeno (DBO), la concentración de nutrientes, principalmente nitrógeno (N) y fósforo (P), metales pesados (MP), sustancias inhibitorias (SI) y la diferencia de temperatura (ΔT). Algunos de estos parámetros se incluyen en el diseño del canon teniendo en cuenta principalmente el tipo de industrias predominantes en la región. Por ejemplo, en el caso de Asturias se incluye la concentración de metales pesados debido a la presencia de la industria minera. Por otro lado, en algunos casos, para establecer el canon se toma como referencia el nivel de contaminación del agua residual doméstica, como en el caso de Navarra.

Tabla 1. Canon de saneamiento para cada región estudiada (2010)

Región	Expresión para calcular el importe del canon de saneamiento	Condiciones específicas
Asturias (Ley 1/1994)	$CS_{Asturias} (\text{€/año}) = CF + CV \cdot Q_w$ $CF (\text{€/año}) = 60$ $CV (\text{€/m}^3) = 0.12 + 0.4673 \cdot SS + 0.4154 \cdot DQO + 2.3814 \cdot N + 4.3416 \cdot P + 0.5247 \cdot C + 0.004 \cdot \Delta T + 0.0239 \cdot MP + 0.0072 \cdot SI$	MP - metales pesados en equi-metal/m ³
Aragón (Ley 6/2001)	$CS_{Aragón} (\text{€/año}) = CF + CV \cdot Q_w$ $CF (\text{€/año}) = 194.75$ $CV (\text{€/m}^3) = 0.396 \cdot SS + 0.551 \cdot DQO + 1.082 \cdot N + 4.453 \cdot C + 0.00541 \cdot MP + 0.01286 \cdot SI$	MP metales pesados en equi-metal/m ³
Navarra (Ley 10/1988)	$CS_{Navarra} (\text{€/año}) = 0.169 \cdot Q_w \cdot CC$ $CC = 0.34 \cdot \frac{SS}{0.286} + 0.55 \cdot \frac{[DQO + 2DBO]}{0.2677} + 0.11 \cdot \frac{N}{0.047}$	
Caserta (C.d.A., 2010)	$CS_{Caserta} (\text{€/año}) = CF + (TA + TD) \cdot Q_w + I_{COD} + I_{SS} + I_N + I_P$ $CF (\text{€/año}) = 15000$ $TA (\text{€/m}^3) = 0.18;$ $TD (\text{€/m}^3) = 0.33$ $I_{SS} = 0.35 \cdot (SS - 0.2) \cdot Q_w$ $I_N = 2.5 \cdot (N - 0.03) \cdot Q_w$ $I_P = 3.5 \cdot (P - 0.01) \cdot Q_w$ $I_{DQO} = 0.35 \cdot C_{DQO} \cdot (DQO - 0.5) \cdot Q_w$	TA: Tarifa alcantarillado TD: Tarifa de depuración $I_{DQO}, I_{SS}, I_N, I_P$ coeficientes de contaminación aplicados si: $S > 0.20$ (kg/m ³) $N > 0.03$ (kg/m ³) $P > 0.01$ (kg/m ³) $DQO > 0.5$ (kg/m ³) C_{DQO} : DQO coeficientes en función del DQO y DBO
Bruselas (SBGE, 2008)	$CS_{Bruselas} (\text{€/año}) = 0.073 \cdot Q_w + 0.360 \cdot Q_c + 0.00033 \cdot CC$ $CC = Q_w \cdot (D_1 + D_2)$ $D_2 = 3 \cdot 1000 \cdot N + 4 \cdot 1000 \cdot P$ $D_1 = 1000 \cdot SS + \frac{(2 \cdot DBO + DQO) \cdot 1000}{3}$	SI $CC < 20000000$, $CC = 115000$

* Al final del artículo figura la nomenclatura utilizada en el texto.

Fuente: Elaboración propia.

En la Tabla 2, se muestran los parámetros de contaminación que se tienen en cuenta para los cinco cánones incluidos en este estudio.

Tabla 2. Parámetros que se tienen en cuenta en el cálculo del canon en cada comunidad autónoma

Regiones	SS	Conductividad	DQO	DBO	NT	PT	MP	MI	ΔT	pH
Asturias	x	x	x		x	x	x	x	x	
Aragón	x	x	x		x		x	x		
Bruselas	x		x	x	x	x				
Caserta	x		x		x	x				
Navarra	x		x	x	x					

Fuente: Elaboración propia

3. Análisis de los cánones de los tres ámbitos considerados: España, Italia y Bélgica

En este artículo se hace una comparación de los cánones de saneamiento presentados para dos aguas modelo, una procedente del lavado de verduras y hortalizas (Zhu *et al.*, 2011) y otra procedente de la industria del procesado del tomate (Xu *et al.*, 2006), cuya caracterización se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Caracterización del agua residual procedente de las dos industrias agroalimentarias consideradas

Agua residual	DQO (kg/m ³)	N (kg/m ³)	P (kg/m ³)	DBO (kg/m ³)	SS (kg/m ³)	Conductividad (S/cm)
Procesado del tomate	1.580	0.036	0.015	0.201	0.019	0.0031
Lavado de hortalizas	0.630	0.044	0.018	0.046	0.155	0.0028

Fuente: Elaboración propia.

Como base de este estudio se ha considerado un volumen de vertido anual de 100.000 m³ para las dos industrias utilizadas como modelo. He-

mos tenido en cuenta las características de los dos tipos de agua utilizadas (Tabla 3) y las expresiones matemáticas de cálculo de la base imponible descritas en el Tabla 1 para cada uno de los cánones vigentes en las cinco regiones estudiadas, obteniendo así los importes de las cuotas líquidas a pagar de los mismos, que expresamos en la Tabla 4.

Tabla 4. Importe de los cánones de saneamiento para las dos industrias consideradas y para las cinco regiones de estudio

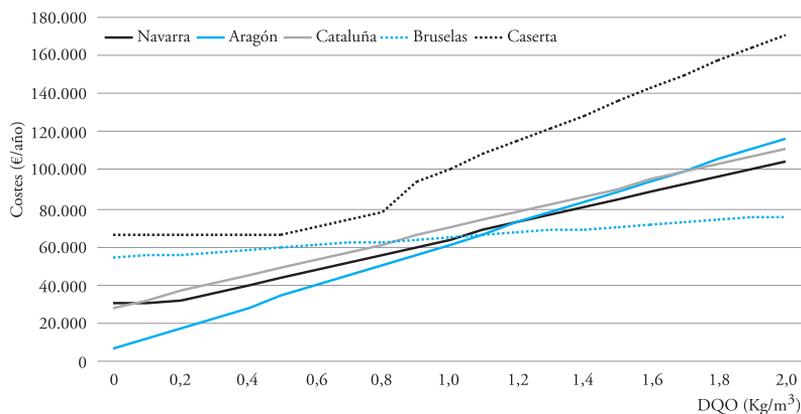
Industria	Coste del canon €/año				
	Aragón	Asturias	Navarra	Bruselas	Caserta
Tomate	93.280	93.830	87.910	71.250	141.600
Hortalizas	47.190	63.930	47.400	63.070	75.100

Fuente: Elaboración propia.

Tras la observación de estas tablas, se pueden apreciar las diferencias significativas en el importe a pagar que existen de una región a otra, debido a su respectiva normativa. Así, para la industria del procesado de tomate, la diferencia entre el importe mínimo y máximo a pagar por el vertido es considerable. Mientras que en Bruselas el canon anual ascendería a 71.250 €, en Caserta, para esta misma actividad, se recaudarían 141.600 €, es decir, 70.350 € de diferencia. Para las tres regiones españolas la diferencia es mucho menos significativa, pues tan sólo asciende a 5.920 €, siendo el valor medio del canon en estas tres regiones de 91.673 €. Para el caso del agua procedente del lavado de hortalizas y dada su menor carga contaminante, se observa como el importe medio es inferior al del caso anterior. Con una diferencia entre el valor mínimo y máximo de 27.910 €, correspondiendo esta diferencia a los cánones calculados para Aragón y Caserta, respectivamente.

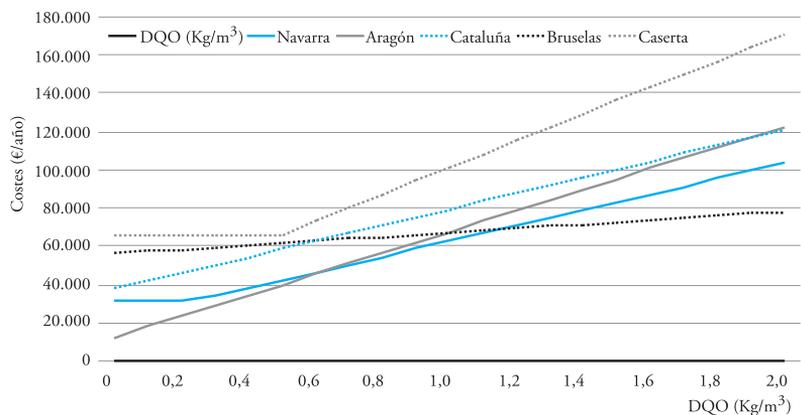
En definitiva, se observa una importante variación en el importe del canon, dependiendo de la zona y del tipo de industria. Todo ello es debido al diferente tratamiento impositivo que se hace de la carga contaminante. En este sentido, para profundizar en este análisis, se representan en los Gráficos 1 y 2 las funciones de coste de cada canon para las dos industrias consideradas, abarcando una variación de la demanda química de oxígeno entre 0 y 2 kg/m³, que es el límite de vertido permitido.

Gráfico 1. Variación en el coste del canon de saneamiento con la concentración de DQO para el vertido de agua de enlatado de tomate



Fuente: Elaboración propia.

Gráfico 2. Variación en el coste del canon de saneamiento con la concentración de DQO para el vertido de agua de lavado de frutas y hortalizas



Fuente: Elaboración propia.

Resulta característico como la tendencia de los cinco cánones estudiados es que aumenta el importe a pagar en función de la carga contaminante. El menor incremento lo experimenta la función de costes de Bruselas, con la pendiente menos pronunciada. Por el contrario la de mayor pendiente corresponde a Caserta y Aragón. Otra diferencia significativa es el caso de Caserta y Navarra, en cuanto que

su función tiene un valor constante inicial y a partir de $0,18 \text{ kg/m}^3$ para Navarra y de $0,5 \text{ kg/m}^3$ para Caserta, es cuando se aplica el incremento en el canon. Se ilustra en estas figuras cómo la comparación de cánones no debe hacerse en un solo punto de carga contaminante, pues las variaciones en el importe de cada uno de los cánones se producen para cada nivel de carga contaminante. Se aprecia que en el caso de las tres regiones españolas el canon es muy similar (Tabla 4) para el agua procedente del procesado de tomate y cómo para el agua procedente del lavado de hortalizas el importe de Navarra y Aragón es similar y menor que el de Asturias.

A continuación se analiza si el canon cumple su objetivo medioambiental de incentivar la depuración del agua en planta antes de su vertido y no es un tributo meramente recaudatorio. Para ello, se compara el ahorro en el canon que supondría depurar el agua en la propia planta industrial antes de su vertido. Como referencia para el nivel de depuración que debe alcanzar el agua residual se tomará el límite permitido de vertido a dominio público hidráulico. Los costes de depuración para el tratamiento de los efluentes para los dos modelos de agua considerados se han estimado a partir del trabajo de Hernández-Sancho *et al.* (2011), siendo de 59.426 €/año para la industria del lavado de hortalizas y de 76.300 €/año para el procesado del tomate.

En la Tabla 5 se presenta el beneficio que supone para la empresa depurar in situ sus aguas residuales antes de verterlas. Para calcular este beneficio, por un lado se calcula el coste del canon correspondiente al agua depurada al que se suma el coste de depuración y por otro, se compara ese coste con el importe del canon sin depurar el agua que se muestra en la tabla anterior.

Tabla 5. Beneficio obtenido al depurar el agua residual bruta. En €/año

Industria	Aragón	Asturias	Navarra	Bruselas	Caserta
Tomate	15.858	15.306	8.515	-9.414	45.200
Hortalizas	-13.896	2.280	-15.121	-720	-4.426

Fuente: Elaboración propia.

Los valores negativos en la Tabla 5 significan que en esos casos no se incentiva la depuración, puesto que supondría un coste adicional. Tal es el caso de Bruselas. El canon de Caserta, sin embargo, incentiva significativamente la depuración en el caso del agua más contaminada (procesado del tomate) y desincentiva para aguas cuyos niveles de contaminación son análogos al agua residual urbana, como ocurre con las aguas procedentes del lavado de hortalizas.

En el caso español, los cánones de saneamiento incentivan la depuración de las aguas más contaminadas y desaconsejan la depuración antes del vertido si las aguas tienen poca carga contaminante.

5. Conclusiones

El proceso productivo que se lleva a cabo en la industria agroalimentaria requiere un volumen considerable de agua que, posteriormente, puede retornar al medio ambiente con un alto contenido contaminante. Es por ello que en aquellos casos en los que no se invierte en sistemas de reutilización de agua el volumen del vertido será mayor y, por ende, el deterioro medioambiental.

En este contexto, la revisión de los distintos cánones que hay en España, Italia y Bélgica, relacionados con el vertido de aguas residuales de industrias agroalimentarias, incita a pensar en una necesaria homogeneización de los mismos, con objeto de optimizar su aplicación, incentivar las mejoras tecnológicas que ahorren agua y, sobre todo, en el caso de España, que éstos se homogeneicen en todas las comunidades autónomas.

En concreto, la heterogeneidad en el diseño del canon de saneamiento implica marcadas diferencias tanto en el importe de la cuota a pagar como en el peso relativo de la carga contaminante del agua residual en dicho importe. Se ha puesto de manifiesto que para comparar diferentes modelos de tributo no basta con tomar una referencia concreta de agua residual sino que debe analizarse su variación al incrementarse la carga contaminante.

La decisión empresarial sobre invertir o no en depurar *in situ* las aguas residuales depende tanto del importe del canon como del coste de la depuración. Para que el canon de saneamiento cumpla con su ob-

jetivo de corregir el fallo de mercado de la contaminación de las aguas, en ningún caso debería ser inferior al coste de la depuración. En caso de que fuera inferior, los costes de tratamiento de esa agua residual vertida por una industria se trasladarían al conjunto de la sociedad que financia el tratamiento público de las aguas residuales.

Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada por el Ministerio de Economía y Competitividad mediante el proyecto CTQ2010-20740-C03-01 y Fondos FEDER.

Nomenclatura

DT	Incremento de temperatura (°C)	I _N	Tarifa por nitrógeno (€/año)
C	Conductividad (µS/cm)	I _p	Tarifa por fósforo (€/año)
CC	Carga contaminante	I _{ss}	Tarifa por sólidos en suspensión (€/año)
C _{DQO}	Coficiente demanda química de oxígeno	MP	Metales pesados (equimetal/m ³)
CF	Coste fijo (€/año)	N	Nitrógeno total (kg/m ³)
CS	Canon de saneamiento (€/año)	P	Fósforo total (kg/m ³)
CV	Coste variable (€/m ³)	Q _c	Consumo anual de agua (m ³ /año)
D ₁	Carga contaminante debida a la materia oxidable y a los sólidos en suspensión	Q _w	Volumen anual de vertido (m ³ /año)
D ₂	Carga contaminante debida a nitrógeno y fósforo	SI	Sustancias inhibitorias (equitox/m ³)
DBO	Demanda biológica de oxígeno (kg/m ³)	SS	Sólidos en suspensión (kg/m ³)
DQO	Demanda química de oxígeno (kg/m ³)	TA	Tarifa de alcantarillado
I _{DQO}	Tarifa por DQO (€/año)	TD	Tarifa de depuración

Referencias bibliográficas

- BOLETÍN OFICIAL DE ARAGÓN, Ley 6/2001 6/2001, de 17 de mayo, de ordenación y participación en la gestión del agua en Aragón, 2001, pp. 3866-3883, No 64, 01-06-2001.
- BOLETÍN OFICIAL DEL ESTADO, Ley Foral 10/1988, de 29 de diciembre, de saneamiento de las aguas residuales de Navarra, 1989, pp. 3669-3679, No 32, 07-02-1989.
- BOLETÍN OFICIAL DEL PRINCIPADO DE ASTURIAS Y DE LA PROVINCIA, Ley 1/1994, de 21 de febrero, sobre abastecimiento y saneamiento de aguas en el Principado de Asturias, 1994, pp. 1141-1447, No 43, 25-02-1994.
- CASANI, S.; ROUHANY, M. y KNOCHELA, S. (2005): "A discussion paper o challenges and limitations to water reuse and higiene in the food industry"; en *Water Research* (39); pp. 1134-1146.
- CONSIGLIO DI AMMINISTRAZIONE, Regolamento servizio fognatura e depurazione. Consorzio idrico Terra di Lavoro, Approvato dal C.d.A, 2010. Delibera n. 293 del 07-12-2010.
- HERNÁNDEZ-SANCHO, F.; MOLINOS-SENANTE, M. y SALA-GARRIDO, R. (2011): "Cost modelling for wastewater treatment processes"; en *Desalination* (268); pp. 1-5.
- LE MONITEUR BELGE (2008): Contrat de gestion entre le Gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale et la Société bruxelloise de Gestion de l'Eau (SBGE). Modalités d'estimation et d'application des prix unitaires d'assainissement, Ed. 2, pp. 17403-17422, 28-03-2008.
- LUCAS, M. S.; PERES, J .A. y PUMA, G. L. (2010): "Treatment of winery wastewater by ozone-based advanced oxidation processes (O_3 , O_3/UV and $O_3/UV/H_2O_2$) in pilot-scale bubble column reactor and process economics"; en *Separation and Purification Technology* (72); pp. 235-241.
- ROMÁN SÁNCHEZ, I. M.; MOLINA RUIZ, J. M.; CASAS LÓPEZ, J. L. y SÁNCHEZ PÉREZ, J. A. (2011): "Effect of environmental regulation on the profitability of sustainable water use in the agro-food industry"; en *Desalination* (279); pp. 252-257.

- XU, Z.; NAKHLA, G. y PATEL, J., (2006): “Characterization and modeling of nutrient-deficient tomato-processing wastewater treatment using an anaerobic/aerobic system”; en *Chemosphere* (65); pp. 1171-1181.
- ZHU, X.; WANG, Z. y WU, Z., (2011): “Characterization of membrane foulants in a full-scale membrane bioreactor for supermarket wastewater treatment”; en *Proc. Biochem* (46); pp. 1001-1009.