

TRIBUTOS AMBIENTALES SOBRE EL AGUA Y COMPORTAMIENTO DEL SECTOR INDUSTRIAL

CRISTINA DE GISPERT BROSA

Tesis dirigida por el Dr. Joaquim Solé Vilanova en el marco del programa de doctorado *Economía del sector público* presentada para la obtención del título de Doctor en Ciencias Económicas y Empresariales

Departament d'Economia Política, Hisenda Pública i Dret Financer i Tributari

UNIVERSITAT DE BARCELONA

Barcelona, 2000

5.1.3. Análisis gráfico de las hipótesis de comportamiento del consumidor

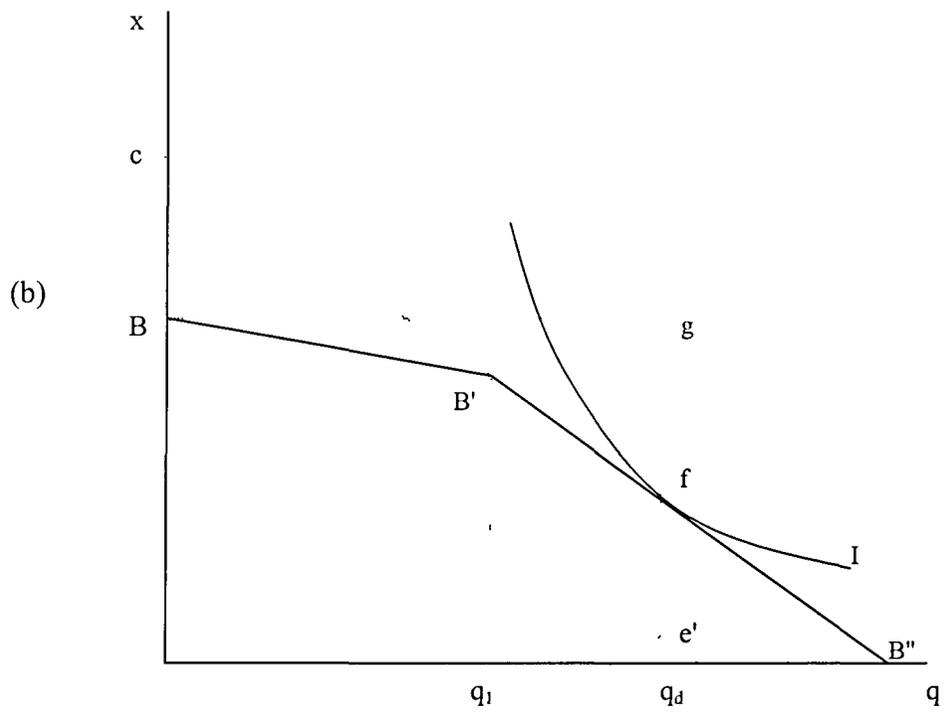
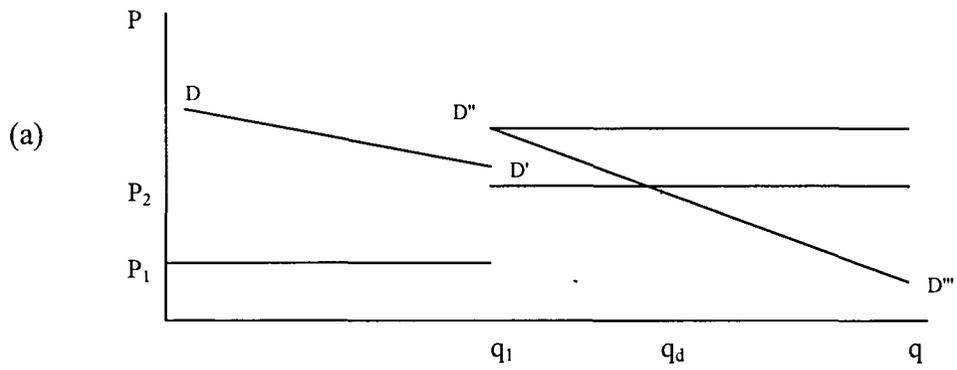
En esta subsección se sintetiza el comportamiento del consumidor de agua que se enfrenta a un esquema de tarifas en bloques crecientes, a través del instrumental gráfico. Se ha constatado, en las subsecciones anteriores, la importancia del supuesto que se realice acerca del grado de información disponible para el consumidor en cuanto al esquema de tarifas. En consecuencia, vamos a seguir considerando, por un lado, el enfoque de los estudios que en la línea de Taylor (1975) suponen la existencia de un consumidor "bien informado" y, por otro lado, el enfoque más crítico que plantea la percepción del precio por el usuario como una cuestión empírica abierta.

La idea fundamental bajo el **supuesto de información perfecta** es que el consumidor conoce el esquema de tarifas en bloque que se le aplica y reacciona, en consecuencia, de acuerdo con las predicciones de la teoría económica, es decir, atendiendo al precio marginal al que está sujeto⁹.

Siguiendo la exposición de Schefter (1987), vamos a suponer la existencia de una tarifa con dos bloques a precios crecientes, tal que el precio unitario P_1 se aplica a la cantidad q_1 y a todo lo que exceda de esta cantidad se aplica un precio unitario P_2 (Gráfico 5.3a). Dados dos bienes (x , un bien numerario; q), la restricción presupuestaria para un consumidor con una renta $Y=OB$ es no lineal y viene representada por $BB'B''$ (Gráfico 5.3b) y la función de demanda ($DD'D''D'''$) es discontinua en q_1 , al constituir dicha cantidad el límite del primer bloque de consumo.

⁹ En realidad, se está suponiendo que dicho precio marginal es informativo de la disposición marginal al pago del consumidor. Como señala Schefter (1987), esto puede no ser así cuando el consumidor se sitúa en el "price gap" entre bloques, siendo su disposición marginal al pago superior al precio del bloque precedente pero inferior al precio del siguiente. En esta situación, el precio marginal observado es una medida errónea de la disposición marginal al pago del consumidor.

Gráfico 5.3



El consumidor, cuyas preferencias se representan a través de la curva de indiferencia I , está en equilibrio consumiendo q_d unidades y realizando un gasto total en q igual a la distancia gf . Al soportar un precio menor en el primer bloque de consumo, puede interpretarse que se otorga un subsidio al consumidor puesto que de haber pagado toda la cantidad al precio P_2 , el gasto total hubiera sido igual a ge' . La diferencia entre el gasto actual y el gasto a precio marginal viene dado por $(gf-ge') = fe' = cB$. Este concepto, denominado *rate premium*, se corresponde con la *variable diferencia* definida por Nordin (1976) en los siguientes términos:

$$D = (P_1 - P_2)q_1.$$

Bajo esta interpretación, los consumidores situados en el segundo bloque de consumo actuarían como si su renta hubiera aumentado (gracias al "subsidio" dado por D) y como si su restricción presupuestaria fuera $cB'B''^{10}$.

En consecuencia, el argumento de Nordin, basado en el de Taylor (1975), se basa en defender la inclusión de la variable diferencia (D) en la especificación de la función de demanda, para capturar el *efecto renta* derivado de los cambios de precio intramarginales¹¹.

Bajo el **supuesto de información no perfecta**, se considera que obtener información conlleva un coste que el consumidor no siempre está dispuesto a soportar. Los diversos autores coinciden en señalar ciertos obstáculos a la posibilidad de que el consumidor reaccione al precio marginal¹². La complejidad de una estructura de tarifas en bloques, los condicionantes del proceso

¹⁰ Si el esquema de tarifas no incluye cuota fija, D toma un valor negativo con tarifas crecientes y positivo con tarifas decrecientes.

¹¹ Asimismo, se espera que el efecto de un cambio en la variable diferencia, D , sobre la cantidad demandada sea igual en magnitud y opuesto en signo a un cambio en la renta. Sin embargo, la mayoría de los estudios empíricos obtienen que los efectos de un cambio en D sobre la demanda son más grandes, en valor absoluto, que los de un cambio equivalente en la renta (ver, por ejemplo, Billings y Agthe (1980), Foster y Beattie (1981), Howe (1982) y Jones y Morris (1984)).

¹² Ver, por ejemplo, Shin (1985) o Nieswiadomy y Molina (1991).

administrativo de facturación (el período de facturación, la información que se ofrece en la factura, etc.) o la presencia de otros tributos sobre el agua en la factura, son algunos ejemplos. En este caso, el concepto de precio percibido por el consumidor dependerá de la magnitud del beneficio marginal y del coste marginal esperados de recabar la información adicional relevante.

Nieswiadomy y Molina (1991) analizan gráficamente esta situación a partir de un esquema de tarifas que consiste en una cuota fija de servicio y dos bloques de consumo con precios crecientes. El análisis se realiza considerando, en un caso, una cuota fija relativamente pequeña y, en otro caso, una cuota fija grande puesto que se observan comportamientos distintos en cada situación.

En presencia de una **cuota fija relativamente pequeña**, la *variable diferencia* se define como: $D = (P_1 - P_2)q_1 + CF$ siendo P_1 y P_2 , el precio de cada bloque de consumo, q_1 el límite del primer bloque y CF la cuota fija. Como $P_1 < P_2$ y CF es relativamente pequeña, la variable diferencia toma un valor negativo y, en consecuencia, el precio marginal es mayor que el precio medio ($MP > AP$).

A través del Gráfico 5.4, se ilustra la situación de un usuario cuyo consumo de agua alcanza el segundo bloque del esquema de tarifas. El consumo de agua se representa en el eje de abscisas y el del resto de bienes en el eje de ordenadas. La restricción presupuestaria real es $YY'bb'$, mientras que Ya es la restricción presupuestaria cuando el consumidor percibe un precio igual al precio medio. Esta última situación ocurriría cuando el beneficio marginal esperado de conocer el esquema de tarifas fuera menor que su coste marginal esperado, y el consumidor reaccionara a una aproximación al precio marginal, tal como el precio medio (calculado *ex post* a partir de una factura reciente).

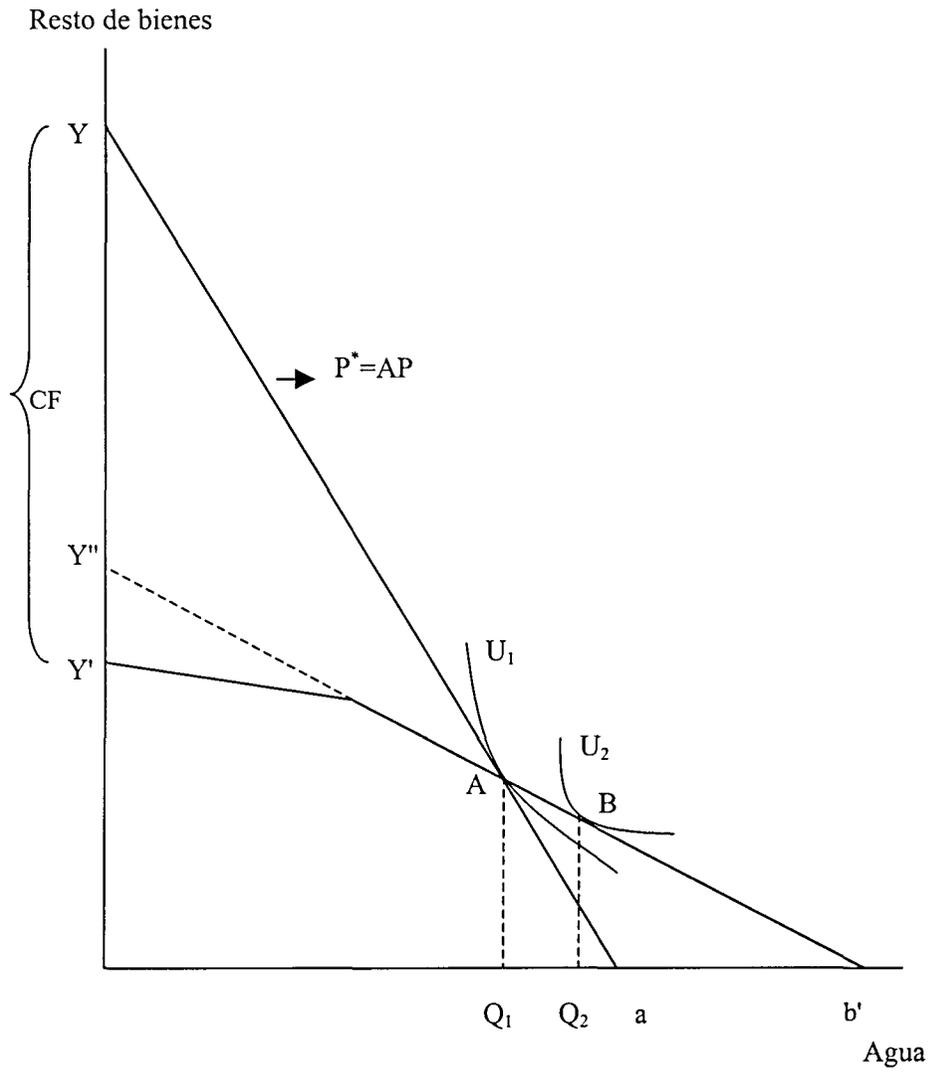
En el caso de que el esquema de tarifas incluya una **cuota fija relativamente grande**¹³, es previsible que $MP < P^* < AP$. En otras palabras, la cuantía de la cuota fija es lo suficientemente elevada como para obtener un valor positivo de la variable diferencia definida como: $D = (P_1 - P_2)q_1 + CF$. El Gráfico 5.5 es igual que el anterior excepto en la restricción presupuestaria del consumidor bajo el precio percibido, Y_a , que en este caso es una recta cuya pendiente es mayor que la del segundo bloque de consumo de la restricción presupuestaria real, $YY'bb'$.

Si el consumidor sobrevalora el precio marginal real percibiendo y reaccionando al precio medio, como se espera que ocurra bajo un esquema de tarifas crecientes y una cuota fija elevada, se producirá un consumo de agua, Q_1 , por debajo del que sería óptimo -representado por el punto B con un consumo igual a Q_2 -.

Como señalan Nieswiadomy y Molina (1991), aparentemente el tamaño de la cuota fija es fundamental para resolver la incógnita acerca de cuál será el precio percibido por el usuario. Sin embargo, otra lectura que puede realizarse del análisis anterior, es que el grado de información que proporcione la compañía suministradora de agua al usuario va a influir en la reacción de los consumidores, que aumentarán o reducirán su consumo según la magnitud de la cuota fija.

¹³ Se define una cuota fija "relativamente grande" como aquella que causa que el precio medio sea mayor que el precio marginal, incluso en presencia de bloques con tarifas crecientes, puesto que la *variable diferencia* toma, en ese caso, un valor positivo.

Gráfico 5.5



5.2. EL AGUA COMO INPUT

Los numerosos trabajos que tratan de modelizar la estructura de la demanda doméstica de agua contrastan con la limitada atención que se ha prestado a la caracterización de la demanda de tipo industrial, a través de métodos econométricos. En esta sección se presentan algunos modelos cuyo interés reside en la consideración del agua como un input en el proceso productivo y que, por tanto, tratan de especificar una función de demanda de agua que se adapte al comportamiento específico del sector industrial.

En esta línea, una primera generación de estudios, como señala Renzetti (1992), está representada por los trabajos de Rees (1969), Turnovsky (1969) y De Rooy (1974). Dichos autores estiman una única ecuación de demanda donde la variable más frecuentemente utilizada como *proxy* del precio es el gasto total dividido por el consumo total, hallándose que la demanda de agua es inelástica (por ejemplo, Turnovsky obtiene elasticidades situadas entre -0,50 y -0,63).

En concreto, De Rooy (1974) utiliza el modelo de demanda derivada y plantea la siguiente ecuación¹⁴:

$$g_{wt} = F_t X_t^\alpha P_{rt}^{\beta(r)} P_{wt}^{\beta(w)} T_t^\gamma$$

Donde g_{wt} es la cantidad óptima (que minimiza el coste) de agua demandada por la empresa t ; F_t es una constante; X_t es el output de la empresa y α es la elasticidad output de la demanda; P_{rt} es el coste unitario del agua reciclada y $\beta(r)$ es la correspondiente elasticidad precio; P_{wt} es el precio del agua de entrada y $\beta(w)$ es la

¹⁴ Las funciones de demanda derivadas (o condicionadas) miden la relación entre los precios y la producción en la elección óptima de los factores por parte de la empresa, condicionada a que ésta produzca una cantidad determinada de output.

correspondiente elasticidad precio; finalmente T_t es un índice representativo de la tecnología de la empresa que se formula como una combinación lineal de cinco medidas de productividad.

Asimismo, De Rooy presenta una desagregación del modelo de demanda anterior distinguiendo cuatro categorías del uso interno del agua en la industria: agua para refrigeración, para tratamiento y elaboración del producto final, para la generación de vapor y agua de uso sanitario.

Estudios posteriores han extendido el análisis de la demanda de agua por parte de la industria en varias direcciones. Los trabajos de Grebenstein y Field (1979) y Babin, Willis y Allen (1982) estiman funciones de coste *translog* para las industrias americanas a partir de datos de corte transversal de los estados. El agua se considera un input, junto con el trabajo, el capital y los materiales, y el precio del agua se define a través de su coste medio. Los valores medios obtenidos para la elasticidad se encuentran situados entre 0,0 y -0,801 según el sector industrial de que se trate.

Más tarde, Ziegler y Bell (1984) realizan un análisis que enlaza dos aspectos que habitualmente se han tratado de forma independiente en la literatura sobre el tema. Por un lado, la cuestión sobre cuál es el concepto de precio a utilizar en la función de demanda de agua (tratada en la sección 5.1, desde modelos de demanda doméstica) y, por otro lado, la necesidad de ajustar dicha función al comportamiento del usuario industrial. En concreto, se contrasta como hipótesis nula la equivalencia de la estimación de la demanda industrial de agua al utilizar el coste medio y el coste marginal respectivamente. Sin embargo, estos autores parten de una muestra de empresas que se caracterizan por el autoabastecimiento, es decir, empresas que utilizan exclusivamente fuentes propias de suministro de agua y, en ese caso, no existen los problemas conceptuales derivados del uso de

tarifas multibloque. Ello no impide probar la reacción del consumidor, en este caso el industrial, en cuanto al precio, puesto que previsiblemente el coste medio y el coste marginal no van a ser iguales para una empresa con oferta propia de agua.

La ecuación que utilizan Ziegler y Bell (1984) para describir la demanda de agua se basa en el siguiente modelo de demanda derivada:

$$IW = f(P_w, T, F)$$

donde IW es la cantidad inicial de agua obtenida, P_w es el precio del agua, T y F son dos variables artificiales que recogen respectivamente el nivel de la tecnología y el sector al que pertenece cada empresa (papel o químico). En este caso, la variable de tecnología se obtiene a partir de tener en cuenta la antigüedad media de los equipamientos de la empresa.

Cabe señalar que los conceptos de precio utilizados (coste medio y marginal) incluyen los costes de captación, tratamiento y vertido. En este sentido, puede interpretarse que se tienen en cuenta los efectos de la calidad del agua sobre la demanda. Por otra parte, no se incluye en el modelo ninguna variable representativa de los precios de los otros inputs que se suponen constantes en el corto plazo.

A partir de una función de producción *Cobb-Douglas* y de una muestra de datos de corte transversal¹⁵, los resultados de la estimación indican que tanto el precio medio como el marginal son estadísticamente significativos. Sin embargo, se observa que el modelo que utiliza el precio medio consigue comparativamente un mejor ajuste.

¹⁵ En general, los datos de corte transversal se han considerado mejores que los de serie temporal para estimar la demanda de agua porque tienden a presentar mayor variabilidad (DeRooy, 1974; Kindler y Bower, 1978). Asimismo suelen ser más fácilmente disponibles.

Por su parte, Williams y Suh (1986) profundizan en los factores específicos que determinan la demanda de agua de los diferentes tipos de usuario -residencial, comercial e industrial- y tratan de averiguar cuál es la sensibilidad de la demanda al precio en cada caso. Asimismo, examinan los efectos de distintas especificaciones de la variable *precio* sobre las propiedades estadísticas de la función de demanda estimada.

En cuanto al agua de uso industrial, los autores destacan su carácter de input en el proceso de producción y señalan que las diferencias en la cantidad demandada entre sectores se deben principalmente a los distintos niveles de la tecnología y al grado en que se lleve a cabo el reciclaje del agua dentro de la empresa¹⁶.

En concreto, la cantidad de agua consumida por el sector industrial se supone que es una función del valor añadido, del número de usuarios -ya que se utilizan datos agregados por compañía- y de los precios. En cuanto a la variable representativa del precio, se utilizan diversas medidas como el precio medio, el precio marginal y los importes de una factura mensual "típica" a partir de tres niveles de consumo estándar.

Los resultados muestran una mayor sensibilidad de la demanda de agua industrial al precio, si se compara con la demanda de los usuarios residenciales y comerciales¹⁷. Williams y Suh (1986) sugieren que si aumentara el precio del agua significativamente, los usuarios industriales responderían, en parte, reciclando el agua en su proceso productivo. Asimismo, los resultados indican que, en general,

¹⁶ Ver también Hirschleifer *et al.*, 1960 y Cooner y Lof, 1965.

¹⁷ Para el caso industrial se obtienen valores de la elasticidad situados en el intervalo -0,4376 y -0,9755 según la medida de precio utilizada. En el caso doméstico, los valores se sitúan entre -0,1795 y -0,4835 y, en el caso comercial, entre -0,1406 y -0,3602.

el uso del precio marginal es más apropiado para estimar la elasticidad-precio en cualquier caso, es decir, para cualquier tipo de demanda.

Un planteamiento novedoso del estudio de la demanda de agua industrial es el que realiza Renzetti (1992) para el caso del Canadá, por lo que este trabajo se va a analizar más detalladamente. El punto de partida es el hecho de que las industrias utilizan el agua para distintas finalidades como la producción de energía o de vapor, la refrigeración, el uso en el propio proceso productivo, la limpieza, el uso sanitario o actuando como un input directo que se incorpora al producto final (por ejemplo, en la producción de bebidas). Sin embargo, la distribución del agua por usos puede ser bastante desigual entre sectores industriales. Por esta razón, es interesante ampliar la idea de uso industrial del agua más allá del estricto concepto de adquisición, a través de incorporar en los modelos información acerca de los usos internos del agua en la industria. En cierto modo, es como si se interpretara que no existe un único input agua, sino varios *subinputs* representativos de las distintas finalidades con las que se utiliza el agua en la industria.

En concreto, el autor utiliza cuatro *subinputs* que recogen cuatro actividades (interrelacionadas) que se desarrollan, con una mayor o menor intensidad, en la dinámica interna de cualquier empresa:

- La cantidad de agua que se obtiene inicialmente;
- El grado de tratamiento previo necesario para su utilización (descalcificación, desmineralización, potabilización, etc.)¹⁸;
- La cantidad de agua reutilizada o reciclada internamente;
- La cantidad y calidad del agua residual vertida.

¹⁸ Como señala el mismo Renzetti en un artículo anterior (1988), el tratamiento del agua previo a su uso en el proceso productivo es particularmente importante en el caso de empresas que se autoabastecen a través de fuentes propias de suministro, puesto que éstas captan el agua en su estado natural, es decir, sin ningún tipo de transformación.

Según Tate y Scharf (1995), la importancia cuantitativa de estas actividades en la industria canadiense y para el año 1991 es la siguiente:

Tabla 5.1.

USO DEL AGUA	CANTIDAD Millones m ³ /año	GASTO Millones \$
Obtención inicial (O)	7.282	933.9
Recirculación (R)	6.806	96.7
Vertido (V)	6.762	221.7
Consumo = (O - V)	520	-

Fuente: Renzetti (1999)

El modelo de Renzetti se basa también en el concepto de demanda derivada, de modo que se supone que una empresa representativa escoge la cantidad de sus inputs -incluyendo todas las facetas del uso del agua- tratando de minimizar el coste de producir un determinado nivel de output. Asimismo, se parte del supuesto de que la función de coste total de la empresa es separable en m -subfunciones de coste, cada una de las cuales depende del precio del input en cuestión y del nivel de output que se haya seleccionado. En consecuencia, el autor plantea la siguiente ecuación:

$$C_w(p_w, Y) = C_w(p_{in}, p_{trt}, p_{rcr}, p_{dis}, Y) \quad (9)$$

Donde C_w es la subfunción de coste del input agua; p_w es un vector de precios del agua que incluye el precio unitario correspondiente a la fase de obtención (p_{in}), tratamiento (p_{trt}), recirculación (p_{rcr}) y vertido (p_{dis}) respectivamente; Y es el nivel de output determinado exogenamente.

Así pues, al estimar el modelo se supone, en primer lugar, que la demanda de agua es separable de la del resto de inputs y, en segundo lugar, se opta por utilizar una forma funcional *translog* para aproximar la subfunción de coste del

agua (9). La demanda de agua para cada finalidad (obtención, tratamiento, recirculación y vertido) se deriva de esta función de coste y el conjunto de demandas se estima a través de un sistema de ecuaciones.

En cuanto a la especificación de la variable precio y, en concreto, del precio de obtención o adquisición del agua inicial, existe el problema de que las observaciones relativas al consumo de agua son anuales mientras que los esquemas de tarifas suelen basarse en niveles de consumo mensuales. Sería preciso conocer, por tanto, cómo se distribuye el uso industrial del agua a lo largo del período anual para determinar cuál es el precio marginal relevante. La solución que adopta Renzetti (1992) consiste en utilizar una variable instrumental, a través de la regresión del coste medio observado con respecto a las características del esquema de tarifas al que se enfrenta la empresa. En concreto, se tiene en cuenta la media de los precios marginales correspondientes a cada bloque de consumo, el número de bloques, la diferencia entre el primer bloque y el último y la cuota fija anual para acceder al servicio.

Para el resto de usos del agua -tratamiento previo, recirculación y vertido-, no existen precios de mercado explícitos, por lo que no puede utilizarse el método anterior. En estos casos, el autor estima el coste marginal de cada actividad a través de la regresión del coste total correspondiente con respecto a la cantidad total y esta misma magnitud al cuadrado. Los coeficientes estimados a partir de esta regresión cuadrática se utilizan para calcular el coste marginal de cada actividad para las cantidades observadas.

Los resultados indican que la demanda de agua industrial es sensible a los factores económicos. Las elasticidades-precio calculadas son negativas en todos los casos y en la fase de obtención toman valores desde -0,1534 (sector del plástico y caucho) hasta -0,5885 (sector del papel). También se observa que la

elasticidad en la fase de obtención del agua, en general, es menor -en valor absoluto- que la elasticidad para el resto de actividades. En cuanto a las elasticidades-precio cruzadas, se obtiene que la adquisición de agua inicial y la recirculación son bienes sustitutivos, por lo que a través de aumentar el precio de obtención o de vertido, se podría inducir a las empresas a incrementar la recirculación fomentando el ahorro del agua de nueva entrada.

Posteriormente, Renzetti (1999) extiende el modelo considerando una función de costes que tiene en cuenta los inputs "tradicionales" -capital, trabajo, energía y materiales- y dos de las facetas del input agua comentadas anteriormente, la obtención inicial y la recirculación o reciclaje. Asimismo, se tiene en cuenta la influencia del cambio tecnológico a través de una variable temporal. Los resultados muestran, en este caso, que la obtención inicial de agua es un bien sustitutivo del capital, del trabajo y de la energía, y complementario de los materiales. Asimismo, la recirculación o reciclaje del agua es sustitutivo únicamente del trabajo.

5.3. OTROS ASPECTOS A MODELIZAR

Esta sección recoge otro enfoque empírico que se centra en aspectos más generales del comportamiento industrial pero que, sin embargo, pueden estar muy relacionados con las "buenas prácticas" que la empresa desarrolle en cuanto a su gestión medioambiental y, en particular, con respecto al input agua. Se trata de modelos que investigan cuáles son los factores que terminan influyendo, en la práctica, en las pautas de conducta ambiental de los empresarios. Realizamos pues un "salto", en el sentido de situar la cuestión del uso eficiente del agua como objetivo en un contexto más amplio, el de la empresa responsable desde el punto de vista ambiental.

Comentamos, a modo de ejemplo, el trabajo de Henriques y Sadorsky (1996) que encaja en esta línea de investigación¹⁹. Dichos autores pretenden desarrollar un marco que sea útil para probar empíricamente la importancia de una serie de incentivos que pueden influir en la responsabilidad de la empresa en cuanto a cuestiones ambientales. Para ello, definen, en primer lugar, lo que ellos califican como una *empresa responsable desde el punto de ambiental*. En concreto, se trata de una empresa que tiene formulado un plan oficial para tratar las cuestiones ambientales. De este modo, se plantea un concepto "objetivo" de empresa ambientalmente responsable.

A continuación, Henriques y Sadorsky revisan los factores que probablemente afectan a la conducta ambiental de la empresa, representada por la decisión de emprender un plan con los objetivos correspondientes, en concreto, los siguientes:

- Presión ambiental: Puede tratarse de presiones *externas* o *internas* a la empresa. En el primer grupo, se incluiría la presión ejercida desde el sector público o reguladores, desde la sociedad y desde los contratistas u oferentes. Si la empresa tiene una conducta inadecuada desde el punto de vista ambiental corre el riesgo de que, desde el sector público, se implementen cambios hacia una regulación más estricta (a través de cualquier instrumento, incluidos los impuestos ambientales). Por otro lado, la sociedad puede ejercer presión a través de su influencia en el proceso legislativo así como mediante la alteración de sus pautas de consumo. En cuanto a los contratistas/ofertantes la empresa puede verse sometida, por ejemplo, a un cierto boicot debido a sus prácticas inadecuadas desde el punto de vista ambiental. Entre las presiones

¹⁹ Pols, Staats y Baars (1995) investigan la conducta ambiental de las empresas de un subsector industrial concreto, el de reparación de vehículos, que desarrolla una serie de actividades potencialmente muy contaminantes con respecto al agua.

internas, se incluyen las que provienen de los accionistas, del personal directivo o del personal empleado. En este caso, la empresa corre el riesgo de tener dificultades para encontrar nuevos inversores o de sufrir accidentes laborales si no lleva a cabo de un modo eficiente su gestión en temas ambientales.

- Posición financiera de la empresa: cuanto más holgada sea la situación financiera de la empresa, más capacidad tendrá para soportar los costes asociados a la implementación de una estrategia ambiental. De lo contrario, requerirá de soporte financiero externo para poder competir con empresas rivales, en el terreno ambiental.
- Actitud con respecto al medio ambiente: significa cómo percibe y valora la empresa las cuestiones ambientales. Se relaciona asimismo con la visión que tenga de tales cuestiones, más centrada en el corto plazo o en largo plazo. A corto plazo, la empresa tenderá a percibir las medidas para reducir la contaminación como una inversión no productiva y, por tanto, como un gasto que podría ser evitado.
- Tamaño de la empresa: este factor está relacionado con los costes de coordinación. Cuanto más grande es una compañía, más gente es necesario coordinar. En este sentido, la formulación de un plan -en este caso ambiental- puede constituir una vía para reducir los costes de coordinación, ya que se clarifica la posición de cada uno de los empleados con respecto a los objetivos de la empresa.
- Regulación sectorial: en principio, cuanto más estricta sea la regulación ambiental que afecta a un sector industrial, mayor es la probabilidad de que la

empresa incorpore las cuestiones ambientales en sus estrategias de gestión puesto que mayor es el riesgo de incumplir la normativa.

Para la estimación, Henriques y Sadorsky (1996) utilizan un modelo *logit* donde la variable dependiente es la respuesta afirmativa o negativa a la pregunta referente a si la empresa tiene o no formulado un plan para tratar las cuestiones ambientales. Como variables independientes se utilizan diversos indicadores de los factores explicados anteriormente. Los resultados indican que la decisión de formular un plan ambiental por parte de la empresa viene influida positivamente por la presión de los clientes, de los accionistas así como por la presión procedente de la regulación gubernamental y de los grupos de ámbito local. La acción de otros grupos de presión distintos de los anteriores y la razón de la cifra de ventas al activo parecen influir negativamente en tal decisión.

CAPÍTULO 6

*ANÁLISIS EMPÍRICO DE LOS EFECTOS DEL TRIBUTO DE
SANEAMIENTO SOBRE LA INDUSTRIA*

6.0. INTRODUCCIÓN

En el capítulo tercero de este trabajo se ha presentado una valoración del Tributo de Saneamiento aplicado en Cataluña atendiendo a una serie de criterios deseables a los que deberían ajustarse las figuras tributarias beligerantes en cuanto a propósitos ambientales. Uno de los criterios prioritarios en este caso es el de la *eficacia*, en el sentido que el tributo debe conseguir cambios positivos en el comportamiento de los agentes económicos respecto al medio ambiente.

En el citado capítulo realizábamos un primer análisis de las posibilidades teóricas, derivadas de la estructura del TS, de generar un efecto incentivo sobre los agentes consumidores-contaminadores de agua. En particular, el TS industrial, cuyo gravamen está basado en el volumen de agua corregido por las concentraciones de los parámetros de contaminación, puede generar *a priori* un doble incentivo: al ahorro en cuanto a la utilización del agua y/o a la reducción de la contaminación.

Sin embargo, al analizar este efecto incentivo es importante tener en cuenta el horizonte temporal de reacción o respuesta al que se enfrenta la industria. Es decir, a corto plazo es probable que la industria sólo tenga la posibilidad de reaccionar ante el tributo reduciendo su nivel de actividad productiva, dada la necesidad de un horizonte temporal largo para emprender una inversión en nueva tecnología (por ejemplo, tecnología de reutilización del agua o reductora de la contaminación).

La reducción del nivel de actividad o nivel de output de la industria implica una reducción en la utilización de sus inputs, entre los cuales consideramos el agua. Es esta reducción del consumo de agua la que permite un ahorro en la factura por TS así como en el resto de tributos cuyo gravamen se basa en el

volumen de agua consumido. Por tanto, a corto plazo puede interpretarse que la industria no es capaz de alterar el tipo impositivo individualizado por TS (ya que no se modifica ninguno de los ratios relevantes tales como $m^3/\text{unidad de output}$ o $\text{emisiones contaminantes}/\text{unidad de output}$) al que se enfrenta sino que éste se tomará como un valor dado.

En este contexto, el TS es un componente más del precio del agua que viene a añadirse al precio a pagar a la entidad suministradora del recurso. Surgen, en consecuencia, dos aspectos importantes a estudiar: por un lado, cuál ha sido el aumento en el precio del agua debido a la aplicación del TS según contaminación; por otro lado, cómo se percibe el TS por parte de las industrias.

En cuanto al primer aspecto, es evidente que el TS ha contribuido a aumentar el precio del agua al ser, de hecho, un precio adicional que se añade a la tarifa de suministro¹. Esta contribución es importante ya que ha podido influir en la sensibilidad de la demanda industrial de agua a los factores económicos y, en particular, al precio. Es decir, cuanto mayor peso tengan los costes del agua sobre el total de costes de la industria, existe una mayor probabilidad de que se reaccione a las variaciones en el precio del recurso.

En cuanto al segundo aspecto, la cuestión es si los consumidores industriales de agua son conscientes del funcionamiento del TS y reaccionan al tipo marginal calculado individualmente o si perciben el tributo como un aumento de *suma fija* en la factura de agua correspondiente. En este sentido, puede esperarse una mayor perceptibilidad cuanto mayor sea el tipo individualizado

¹ Este efecto ha sido particularmente importante a partir del momento en que se generaliza la tributación según carga contaminante en el caso industrial y se calcula un tipo individualizado (a partir del Decreto catalán 286/1992).

calculado por TS y mayor el peso de los costes totales asociados al input agua sobre el total de costes de la industria.

Ambos aspectos deben matizarse porque nos estamos refiriendo únicamente a aquellos costes del agua que la industria soporta a través del pago de tributos, ya sea bajo la modalidad de tasa (como lo es el precio a pagar por el servicio de suministro) o de impuesto (como parece interpretarse que es el TS a pagar por el vertido de las aguas residuales).

Sin embargo, la industria se enfrenta a un conjunto de costes del agua más amplio que éste. Siguiendo el planteamiento de Renzetti (1992), puede suponerse que la estructura de la demanda industrial de agua tiene cuatro componentes: la cantidad inicial de agua adquirida; el tratamiento previo a su utilización en el proceso productivo; el grado de reciclaje o reutilización del agua; el tratamiento y vertido de las aguas residuales. Sería necesario considerar el conjunto de costes (tributarios y no tributarios) derivados de estos cuatro componentes para poder hablar de un precio medio global del agua utilizada.

En este sentido, es importante destacar que la información disponible para el análisis empírico que se presenta en este capítulo permite analizar la demanda de agua en respuesta al factor *precio-tributo*, es decir, aquel concepto de precio que deja al margen los componentes no tributarios del precio global del agua.

Asimismo, en el medio/largo plazo es interesante analizar cuál ha sido la influencia del TS en las decisiones de las industrias sobre cuánto contaminar. Es adecuado plantear este análisis a partir del momento en que el tributo funciona normalmente como gravamen sobre la contaminación, lo que ocurre, como se ha dicho anteriormente, desde 1992 (tras el Decreto catalán 286/1992). Pero debe tenerse en cuenta que el Decreto es de noviembre y que, por tanto, las

declaraciones de carga contaminante empiezan a presentarse en 1993. Además, gran parte de estas primeras declaraciones tuvieron que ser revisadas y corregidas por la Junta de Saneamiento. Por tanto, finalmente 1994 parece el año más apropiado como punto de partida para cuestionar si ha habido efecto incentivo del TS lo que se manifiesta en la situación actual (1999) de la contaminación en relación con la situación de 1994.

En resumen, vamos a dedicar este capítulo a analizar empíricamente dos cuestiones relativas a los efectos del TS catalán sobre el comportamiento de los usuarios industriales del agua. En primer lugar, se realiza una estimación de la demanda industrial de agua para evaluar las elasticidades-precio por sectores y la contribución del TS a dichas elasticidades. En segundo lugar, se presenta un análisis empírico que pretende valorar cuál ha sido el papel del TS como incentivo a la reducción de la contaminación. Esta segunda parte consta de un análisis comparativo de la situación de las industrias en cuanto a contaminación, en los años 1994 y 1999. Asimismo, se realiza un ejercicio empírico que trata de probar la correlación parcial entre la magnitud del TS y la reducción de la contaminación, en los casos en que ésta se ha producido.

En la siguiente sección se desarrolla el análisis de la demanda industrial de agua que consta de seis partes. La sección segunda analiza el papel incentivador del TS que, a su vez, se estructura en tres partes.

6.1. EFECTO PRECIO DEL TRIBUTOS DE SANEAMIENTO SOBRE LA DEMANDA INDUSTRIAL DE AGUA

La primera parte del análisis empírico que se presenta en este capítulo, realiza una estimación de la función de demanda de agua para una muestra de industrias situadas en la zona geográfica de Barcelona y su entorno, en el año 1997. Aunque se trata de una función simple de demanda de agua (dada la información disponible), la estimación permite contrastar ciertas hipótesis de comportamiento del sector industrial que se plantean habitualmente en la literatura empírica sobre el tema.

En el capítulo 5 realizábamos un repaso de la literatura empírica más relevante acerca de la demanda de agua o en general de los bienes conocidos como *public utilities*. Veíamos que una cuestión fundamental, o que como mínimo la literatura se ha planteado repetidamente, es qué precio debe tenerse en cuenta en la función de demanda. Ello es debido a que la aplicación de tarifas multibloque en los esquemas de precio del agua plantea algunas dificultades en comparación con situaciones en las que el consumidor se enfrenta a un precio uniforme. El repaso realizado nos ha permitido dividir los estudios en dos grupos, según el supuesto que se realiza acerca del grado de información que tiene el consumidor sobre el esquema de precios.

Por un lado, bajo el supuesto de información perfecta se defiende el precio marginal como aquél que guía el comportamiento del consumidor y, por tanto, como el precio relevante a la hora de estimar la función de demanda de agua. Por otro lado, cuando se cuestiona el supuesto de información perfecta debido a que la información relativa al esquema de precios puede ser costosa de obtener, el conocimiento del precio relevante en la función de demanda es una cuestión empírica abierta. Es decir, puede que el consumidor reaccione al precio medio, al

precio marginal o que perciba un precio situado entre los anteriores. Aspectos como la complejidad de una estructura de tarifas en bloque, las características del proceso administrativo de facturación (período de facturación, información aportada en la factura, etc.) o la presencia de tributos adicionales sobre el agua en la factura, se señalan como posibles obstáculos a la percepción del verdadero precio marginal por parte del usuario.

En este ejercicio empírico, el dilema sobre el precio a tener en cuenta en la función de demanda se interpreta en los siguientes términos. El precio del agua industrial en Cataluña es el resultado de diferentes conceptos tributarios, cada uno de los cuales con una finalidad financiera concreta. El principal concepto es la tasa por el servicio de abastecimiento de agua que habitualmente presenta la forma de tarifas mutibloque, es decir, con precios crecientes por m^3 según tramos de consumo. Asimismo, el Tributo de Saneamiento (TS) sobre las aguas residuales es el único concepto con un objetivo ambiental explícito. Esta fragmentación del precio del agua permite plantear la cuestión de si los usuarios industriales reaccionan a un precio marginal "global" (aquél resultante de tener en cuenta todos los conceptos tributarios al mismo tiempo) al tomar su decisión de consumo, así como averiguar qué importancia tiene el TS en la formación del precio.

Es decir, como se justificará más adelante al explicar cuáles han sido las fuentes de datos disponibles, contrastamos la hipótesis de reacción del consumidor a un precio marginal "global" resultado de tener en cuenta todos los conceptos tributarios incluidos en la factura del agua. No es posible con la información disponible contrastar directamente la hipótesis de reacción del consumidor al precio medio, aunque los resultados de la estimación con el precio marginal aportan sugerencias al respecto. En este sentido, puede interpretarse que nuestro estudio acepta *a priori* la reacción del consumidor de agua (en este caso, el sector

industrial) al precio marginal, tal y como lo hacen los modelos que suponen información perfecta en cuanto al esquema de precios.

Se estima, en consecuencia, una función de demanda industrial de agua que puede interpretarse como una decisión conjunta en cuanto a cantidad inicial de agua necesaria y volumen y calidad de agua residual vertida. Es decir, la industria escoge un consumo inicial de agua a partir del precio marginal "global" y de otros factores como el sector de actividad al que pertenece o el nivel de output. Asimismo, la industria decide un volumen de vertido básicamente influido por las características de su actividad (por ejemplo, si es necesario incorporar el agua al producto) y por el grado de reutilización del agua, así como la calidad del vertido en cuanto a contenido de los parámetros contaminantes. Esta segunda elección viene recogida por la magnitud del tipo de gravamen por TS cuyo cálculo se realiza de forma individualizada.

En otras palabras, dentro del concepto precio marginal "global" hay dos categorías de precio distintas: aquélla formada por conceptos tributarios *exógenos* -la tasa por el servicio de abastecimiento y otros tributos distintos del TS-, en el sentido que no pueden ser modificados por el consumidor; la otra categoría viene integrada por el TS que constituye un precio *endógeno*, ya que puede ser alterado por el propio consumidor. En un contexto estático (datos de corte transversal), esta diferenciación no es relevante ya que no se contempla la posibilidad de que el industrial reaccione adoptando nuevas tecnologías (reductoras de la contaminación y/o del consumo por unidad de output). Sin embargo, es importante señalar que por tratarse de un precio endógeno, calculado de forma individualizada para cada consumidor-contaminador, su varianza es mayor que la correspondiente al precio exógeno. Por tanto, es interesante valorar cuál es la contribución del TS a la elasticidad respecto al precio marginal "global", ya que posiblemente en ciertos

casos el TS se convierte en el detonante para provocar la reacción de la industria (en cuanto a demanda cantidad-calidad de agua) al factor precio.

Las subsecciones primera y segunda se dedican a la presentación del modelo económico y de las fuentes de datos utilizadas. En la subsección 6.1.3. se describen las características de la muestra. En la subsección 6.1.4. se presentan las variables del modelo. Por último, en las subsecciones quinta y sexta se concretan los modelos estimados y se incluyen los resultados obtenidos.

6.1.1. Modelo económico

Para formular una ecuación representativa de la demanda de agua que realiza la industria se parte del concepto de demanda condicionada de los factores o demandas derivadas, siguiendo el planteamiento de Renzetti (1992). Dichas funciones miden la relación entre los precios y la producción y la elección óptima de los factores por parte de la empresa, condicionada a que ésta produzca una cantidad dada. Es decir, se supone que una empresa escoge la cantidad de cada input (por ejemplo, de agua) tratando de minimizar el coste de producir un determinado nivel de output.

Las funciones de demanda condicionadas son un instrumento analítico distinto a las demandas de factores bajo la hipótesis de maximización de beneficios. Sin embargo, si en la demanda condicionada de factores se sustituye q por el volumen de producto que maximiza los beneficios (que a su vez dependerá del precio del mercado) lo que se consigue es obtener la demanda de factores a partir de la demanda condicionada.

El supuesto de minimización de costes asociado a las demandas condicionadas implica que la tecnología productiva de la empresa puede representarse a través de su función de coste, de la siguiente forma:

$$C(p_1, p_2, \dots, p_N, Y) = \min_{\{X\}} \sum_{i=1}^N p_i X_i \quad (1)$$

sujeto a $f(X_1, \dots, X_N) \geq Y$

Donde X_i y p_i son las cantidades y precios de los inputs respectivamente, Y es el nivel de output determinado exógenamente y $f(\cdot)$ es la función de producción. Diferenciando parcialmente la función de coste con respecto al precio de un input se obtiene la función de demanda condicionada para ese input (Varian, 1998). En concreto, la demanda de agua de una empresa determinada es función de su nivel de output y del vector de precios de los inputs:

$$X_i^* = g_i(p_1, \dots, p_N, Y) = \partial C(p_1, \dots, p_N, Y) / \partial p_i \quad i = 1, \dots, N \quad (2)$$

Es decir, idealmente la ecuación que describe la demanda industrial de agua en un modelo de corte transversal debería tener en cuenta el resto de inputs además del agua. Sin embargo, a menudo se tienen observaciones relativas a un input o subconjunto de inputs utilizados por la empresa. Los datos utilizados en esta investigación contienen información sobre el input agua pero no sobre el resto de inputs. En este caso, es necesario suponer que la tecnología productiva es separable en sus inputs (Renzetti, 1992). En particular, se dice que la tecnología de una empresa es débilmente separable si la función de coste puede expresarse del siguiente modo:

$$C(p_1, p_w, \dots, p_N, Y) = C(C_1(p_1, Y), C_w(p_w, Y), \dots, C_M(p_M, Y), Y) \quad (3)$$

Es decir, la función de coste total se descompone en M funciones de subcoste referidas a cada input, cada una de las cuales depende sólo de su propio precio. Bajo el supuesto de que el uso de agua es separable del resto de inputs, $C_w(p_w, Y)$ es la función de subcoste correspondiente al input agua para una determinada empresa.

Alternativamente, como señalan Ziegler y Bell (1984), aunque la consideración de los precios del resto de inputs puede ser relevante para la toma de decisiones en el largo plazo, puede suponerse que éstos no varían, es decir, son constantes en el corto plazo.

Por tanto, la ecuación utilizada en este análisis y basada en el modelo explicado de demanda derivada puede expresarse con la siguiente notación:

$$X^* = f(Y, p_w) \quad (4)$$

Suponiendo que la función de producción tipo Cobb-Douglas representa de forma adecuada la relación entre inputs y output, se demuestra que la correspondiente ecuación de demanda derivada es exponencial, por tanto²:

$$X^* = A \cdot Y^\alpha \cdot p_w^\beta \quad (5)$$

Donde A es una constante que recoge aquellos aspectos que aún influyendo en X^* no pueden explicarse a través de Y o p_w (por ejemplo, la influencia del progreso técnico), α es la elasticidad output de la demanda y β es la elasticidad precio del

² Los trabajos de Baxter y Rees (1968) y de DeRooy (1974) siguen este mismo procedimiento.

agua. A priori, se espera que $\alpha > 0$ y $\beta < 0$. Dichos parámetros pueden estimarse linealizando la función (5).

6.1.2. Fuentes de datos utilizadas

El propósito del análisis empírico que se presenta a continuación es estimar una función de demanda industrial de agua y contrastar la sensibilidad de los distintos sectores industriales al factor precio. Para ello, se trabaja con dos fuentes de datos distintas. Por un lado, la información procedente de la base de datos desarrollada a partir de las **declaraciones de carga contaminante vertida** (DCCV) que las industrias deben presentar a la *Junta de saneamiento*, con la finalidad de que se les pueda calcular el Tributo de Saneamiento de acuerdo con las características de vertido de cada establecimiento. Por otro lado, y en cuanto a precios, se utiliza la información publicada en el *Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya* (DOGC) relativa a las tarifas por el servicio de abastecimiento de agua que se aplican por las distintas entidades suministradoras.

La base de datos desarrollada a partir de las DCCV proporciona información a nivel de **establecimiento** industrial definido este concepto como toda aquella industria con una definición clara en el territorio, que produce, o potencialmente puede producir un vertido³. Debe tenerse en cuenta que a través de las DCCV no se obtiene una información anual para cada establecimiento puesto que la declaración no es recurrente, es decir, no se cumplimenta cada año sino únicamente cuando la empresa adopta algún cambio en su proceso productivo que pueda alterar las características de contaminación de su vertido.

³ Evidentemente, una persona jurídica puede ser titular de más de un establecimiento, y cada establecimiento puede ser titular de más de un vertido. Asimismo, en este último caso, puede tratarse de vertidos realizados a diferentes medios receptores (alcantarillado o cauce público).

Todos los usuarios industriales del agua, sujetos pasivos del TS, están obligados a presentar la DCCV. A estos efectos, se consideran usuarios industriales aquéllos que realicen una actividad incluida en las divisiones 0, 1, 2, 3 y 4 de la *Clasificación Nacional de Actividades Económicas* (CNAE, 1974).

Existen tres tipos de declaración:

1. *Declaración asimilable a doméstica*: Se presenta cuando el uso del agua en la industria es inferior a 6.000m³/año y se destina a actividades asimilables a las de uso doméstico (sanitarios, comedores, duchas, etc.).
2. *Declaración simplificada*: Debe cumplimentarse cuando la carga contaminante vertida no puede asimilarse a la de los usos domésticos. Asimismo, se trata de vertidos que se realizan de forma homogénea, constante y con pocas variaciones, o bien en aquellos casos que no es posible determinar de forma concreta las oscilaciones o variaciones de la carga contaminante, ya sea por la manera de efectuar los vertidos o bien a causa de las características de la producción y la actividad de la empresa (producción por encargo, discontinua, etc.).
3. *Declaración ordinaria*: Este tipo de declaración permite determinar para cada vertido, las variaciones en el tiempo de la carga contaminante vertida e indicar los cambios (horarios) que se producen en la calidad de las aguas residuales vertidas durante el día. En consecuencia, también permite declarar, para cada punto de vertido, las diferentes cantidades y calidades de agua residual vertida durante el año, producidas por algunos establecimientos industriales por razón de su actividad (elevado número de procesos de producción, estacionalidad del producto o mercado, etc.).

Debido a la dificultad de conocer de manera concreta las variaciones de la carga contaminante vertida, es poco habitual la presentación de la declaración ordinaria.

Los datos declarados incluyen información sobre los siguientes aspectos generales:

- Datos generales de la empresa.
- Breve descripción de la actividad principal, las actividades secundarias, las materias primas principales utilizadas y los principales productos acabados.
- Datos del consumo y la utilización del agua.
- Características del vertido de aguas residuales.
- Información sobre el régimen de trabajo de la industria.

Estos aspectos generales se concretan en unos campos de información detallados que no se han podido disponer en su totalidad. Para la realización del análisis empírico se ha trabajado con los siguientes campos de información:

- Municipio donde se localiza el establecimiento
- Sector industrial al que pertenece (CNAE-74 a nivel de cuatro dígitos)
- Tipo de declaración cumplimentada (simplificada u ordinaria)
- Disponibilidad de fuentes propias de suministro de agua:
No: el establecimiento sólo utiliza agua de compañía
Sí: el establecimiento dispone de fuentes propias de suministro, de forma exclusiva o combinada con el uso de agua de compañía
(en cualquier caso, se conoce cuál es la compañía)
- Caudal de agua utilizado (m³/año)
- Tipo de vertido: si se realiza al cauce público o a sistema público de saneamiento

- Parámetros de contaminación: materias en suspensión (MES), materias oxidables (MO), sales solubles (SOL), materias inhibidoras (MI)
- Tipo de gravamen por TS (ptas./m3)
- Número de trabajadores

Por otro lado, la información publicada en el DOGC relativa a las tarifas del agua recoge los esquemas de precio aplicados por las diferentes entidades de suministro que han pasado el trámite de haber sido aprobados por la Comisión de Precios de Cataluña de acuerdo con el régimen de precios autorizados⁴.

Ha sido preciso recurrir a esta fuente de información para asignar un precio marginal del agua a cada establecimiento industrial, en función del municipio donde se localiza y, por tanto, según cual sea la entidad suministradora y dependiendo del nivel de consumo realizado, puesto que en la mayoría de los casos se aplican tarifas crecientes según bloques de consumo.

6.1.3. Características de la muestra

A partir de la información disponible, se ha realizado un esfuerzo para trabajar con una muestra de industrias hasta cierto punto homogéneas. En el capítulo 4 se ha comentado que precisamente una de las características del uso del agua por parte de las industrias y, en consecuencia, de los costes asociados a su utilización es la diversidad de situaciones o, dicho de otro modo, la poca homogeneidad. Ello está condicionado, en primer lugar, por la propia localización de la industria en el territorio, es decir, en zonas deficitarias desde el punto de vista hídrico o en zonas con mayor disponibilidad del recurso. En segundo lugar, es

⁴ A través del Decreto catalán 24/1981 se atribuyen facultades a la Comisión de Precios de Cataluña en materia de servicios públicos de competencia local sujetos al régimen de precios autorizados.

preciso considerar cuál es el origen del recurso: una industria puede abastecerse de agua de captaciones propias (sea de pozo o agua superficial), de agua procedente de compañía suministradora o combinar ambos suministros. En cualquier caso, la decisión que tome la empresa en este sentido no es neutral en cuanto a los costes asociados al uso del agua.

Por esta razón, es particularmente importante, en este tema, seleccionar una muestra hasta cierto punto homogénea pero que a la vez no pueda considerarse extremadamente sesgada. En consecuencia, la primera selección que ha parecido conveniente realizar es de tipo geográfico. En concreto, la muestra está formada por los establecimientos industriales que han presentado la DCCV (simplificada u ordinaria) y que están ubicados en el ámbito territorial formado por los municipios abastecidos *en alta* (desde los pantanos hasta los depósitos municipales) por la red de *Aguas Ter-Llobregat (ATLL)*⁵. Este ámbito territorial engloba unos 80 municipios (Barcelona y su entorno) que suponen una población de 4.435.000 habitantes y una demanda anual de 500hm³. La red ATLL distribuye entre 325 y 350 hm³/año mientras que el resto (175-150 hm³/año) proviene de pozos locales. De este modo, se selecciona un ámbito territorial con unos problemas comunes en cuanto a la escasez relativa del recurso, es decir, teniendo en cuenta la densidad de población y la concentración de la actividad económica en dicha zona⁶.

En segundo lugar, se han seleccionado las industrias que declaran obtener el agua exclusivamente a través del contrato con una compañía suministradora, es decir, que afirman no tener fuentes propias de suministro. Ello se justifica por una razón de coste puesto que dichas empresas se enfrentan a un precio sensiblemente

⁵ Aguas Ter-Llobregat es la empresa pública de la Generalitat de Cataluña que asume el servicio público de producción y suministro de agua potable para abastecimiento de poblaciones en el área de Barcelona.

⁶ En años de sequía, la demanda a la red ATLL es superior dado que la mayoría de pozos se agotan. Ello supone que la garantía de suministro no está asegurada y que se necesitarían unos 175hm³/año para poder hacerlo (suponiendo que la demanda de la zona permanezca constante con los años).

más elevado, especialmente en el área de Barcelona. Pero básicamente hay una razón de disponibilidad de información: debería conocerse, en el caso de suministro combinado, cuál es el porcentaje de agua de captaciones propias y, a su vez, estimar un coste razonable al agua así obtenida (coste de inversión y mantenimiento del sistema de bombeo y depósitos). En nuestro estudio, los datos disponibles no nos permiten tener en cuenta estos casos.

El hecho de trabajar con industrias sin fuentes propias de suministro de agua implica que se trata de un subconjunto de establecimientos que consume relativamente poco, en relación con el conjunto de establecimientos que también obtienen agua de fuentes propias de suministro⁷. Por este motivo, se ha depurado la muestra a través de dos filtros. En primer lugar, se descartan los establecimientos industriales con un consumo anual inferior a los 6.000m³. Sin embargo, con esta selección podemos obviar industrias cuyo consumo de agua es reducido pero que generan una elevada contaminación por m³. Para resolver este problema, también se han seleccionado los establecimientos con un consumo inferior a 6.000m³ pero con un tipo individualizado por TS superior al tipo aplicado a los usos domésticos⁸.

Por último, se han descartado los establecimientos con DCCV -es decir, que realmente o potencialmente pueden generar vertidos significativos en cuanto a contaminación- pero sin actividad industrial porque aunque son usuarios industriales según el criterio de la *Junta de saneamiento* no realizan propiamente un proceso productivo (actividades comerciales o de servicios).

⁷ En el ámbito ATLL considerado, las empresas que obtienen el agua exclusivamente de compañía representan un 73% del total de empresas (con y sin pozos) pero sólo un 33% en términos de caudal de agua.

⁸ En cualquier caso, no se tienen en cuenta aquellos registros que declaran un volumen anual de agua inferior a 33m³/trimestre (restricción mínima), ya que éste es el dato de consumo medio por familia en la ciudad de Barcelona.

6.1.4. Las variables del modelo

La especificación del modelo de demanda de agua industrial que se pretende estimar requiere concretar las variables planteadas en el apartado 6.1.1. y detallar exactamente cuál es la información que transmiten. Recordemos que la ecuación que constituye el punto de partida de este análisis es la siguiente:

$$X^* = A \cdot Y^\alpha \cdot p_w^\beta \quad (6)$$

- Volumen de agua consumido (X^*): la variable a explicar

Nuestro objetivo es contrastar si la demanda de agua que realizan las industrias viene o no influida por el precio del recurso y, en caso afirmativo, en qué medida. Para ello disponemos del dato declarado en la DCCV sobre cantidad de agua utilizada en m³/año.

Aunque se trate de un dato anual es evidente que cada cifra de consumo es el reflejo de un determinado ciclo del agua en la industria. Dicho ciclo comprende tres ámbitos bien diferenciados y al mismo tiempo íntimamente relacionados: la etapa de abastecimiento de agua, su utilización en el proceso y, finalmente, la etapa de depuración antes de salir de la fábrica.

La gestión del abastecimiento tiene por objeto garantizar la cantidad y la calidad del agua deseadas para cada uno de los usos específicos de la industria. Según las características de las aguas disponibles, se deberá aplicar algún tipo de tratamiento previo (descalcificación, desmineralización o esterilización) que representa un coste añadido. Cuando el agua cumple las condiciones adecuadas ya puede ser utilizada en el proceso productivo. Finalmente, la gestión de la

depuración tiene que garantizar la adecuación de los vertidos a la normativa vigente en cada caso.

En cuanto a las opciones de reducción de los consumos de agua, se pueden conseguir mediante una correcta clasificación de las aguas, el almacenamiento, los cambios de proceso y el reciclaje del agua. Por otra parte, las posibilidades de llevar a cabo las anteriores medidas están condicionadas, entre otros aspectos, por la pertenencia a un sector de actividad. Por ejemplo, los ahorros de agua en el sector alimentario están limitados por la necesidad de realizar continuas limpiezas de las instalaciones, de la maquinaria y del personal para cumplir una serie de requisitos sanitarios fundamentales.

- Variables explicativas

El modelo de demanda derivada planteado incluye el **nivel de output** como variable explicativa. Respecto a esta variable, cabe señalar que la DCCV incluye un apartado donde se solicita la descripción de los principales productos acabados, la cantidad anual de éstos y las unidades correspondientes de medida. Se trata de una información necesaria para poder contrastar los datos de contaminación declarados. Sin embargo, debido al secreto estadístico, no se ha tenido acceso a este campo concreto de información, por lo que ha sido preciso aproximarnos al nivel de output indirectamente a través de otra variable. En concreto, se ha utilizado el **número de trabajadores** como variable *proxy* de la escala de producción de la empresa.

Como señala Renzetti (1988), quien también utiliza la misma aproximación, el número de trabajadores es una *proxy* insesgada respecto al nivel de output si el trabajo es separable del input agua y tiene una elasticidad output igual a la unidad. Si, por el contrario, la elasticidad output del trabajo es mayor

(menor) que uno, es decir, si un incremento de un 1% en el output conduce a un incremento mayor (menor) que un 1% en el empleo, la elasticidad output estimada del agua estará sesgada al alza (baja).

En cuanto a la especificación de la variable **precio** del agua, es preciso realizar las siguientes observaciones. En primer lugar, como ya se ha explicado en la introducción a este capítulo, se parte de un concepto de precio tributario que no puede considerarse equivalente al coste total por m³ del agua utilizada. Las industrias soportan fundamentalmente unos costes de abastecimiento o de obtención del agua, unos costes de utilización interna de la misma y unos costes de saneamiento. Sin embargo, sólo una parte de estos costes se canaliza mediante el pago de tributos. Vamos a concretar cuáles son dichos costes.

Costes de abastecimiento

Son los costes relacionados con la obtención del agua inicial, bien por medio del contrato con una compañía bien a través de captaciones propias. En nuestro análisis y, de acuerdo con la muestra seleccionada, todos los establecimientos considerados declaran obtener el agua únicamente a través de compañía, por lo que su precio va a depender de la política de tarifas que se aplique. En este sentido, debe tenerse en cuenta que el servicio de abastecimiento urbano de agua es una competencia obligatoria del nivel municipal. Sin embargo, los ayuntamientos pueden prestar el servicio mediante fórmulas de gestión directa o indirecta, siendo la concesión administrativa la fórmula predominante en los municipios de más de 5.000 habitantes. En general, se aplican sistemas de tarifas de dos partes, una constituida por una cuota fija de servicio o bien un mínimo de consumo establecido, y la otra dependiente del volumen de agua utilizado siendo un precio uniforme o creciente según bloques de consumo.

Otro concepto tributario que se incluye en los costes de abastecimiento es el *Canon de Infraestructura Hidráulica (CIH)*⁹, impuesto propio de la Generalitat de Cataluña cuya recaudación se destina a la financiación de las grandes obras hidráulicas como pantanos, canales, etc. El cálculo del tributo se basa en el consumo de agua, sobre el que se aplican unos coeficientes reductores que varían por segmentos de consumo. Dichos coeficientes son distintos en función del origen del agua (de compañía o de captaciones propias).

En el caso de los establecimientos industriales localizados en el área metropolitana de Barcelona, en concreto, en los municipios que integran la *Entidad Metropolitana del Medio Ambiente (EMMA)*¹⁰ existen dos tributos adicionales: la *Tarifa Complementaria de Garantía y Suministro (TCGS)* y la *Tasa ambiental de Gestión de Residuos Municipales (TAMGREM)*.

La TCGS tiene como objetivo la financiación de obras hidráulicas de ámbito metropolitano que garanticen el suministro y la calidad del agua a los usuarios. Se concreta en un precio (ptas./m³) uniforme sobre el volumen de agua consumido.

En cuanto a la TAMGREM, se ha incluido en el capítulo de costes de abastecimiento aún siendo un concepto totalmente ajeno al ciclo del agua. Su propósito es la obtención de recursos para financiar el tratamiento de los residuos sólidos urbanos, hecho por el cual ha sido fuertemente criticada su inclusión en la factura del agua. En la práctica se trata de un gravamen cuyo cálculo se basa en el consumo de agua (de cualquier procedencia) sobre el que se aplica un tipo de gravamen expresado en ptas./m³. Sin embargo, los consumos industriales que

⁹ Creado por la Ley catalana 5/1990, de 9 de marzo, de infraestructuras hidráulicas de Cataluña.

¹⁰ La Entidad Metropolitana del Medio Ambiente se creó con la Ley catalana 7/1987. La competencia que los ayuntamientos tienen con respecto a las redes secundarias de abastecimiento de agua corresponde a la EMMA dentro de su ámbito territorial.

exceden de 1.500m³/año (375m³/trimestre o 125m³/mes) no son computables en la base imponible. Como consecuencia de esta exención, una parte importante de los establecimientos industriales pagan habitualmente una cantidad fija (el producto de 1.500m³ por el tipo de gravamen) en concepto de TAMGREM

Costes de utilización interna

Entre estos costes pueden incluirse los relacionados con algún tipo de tratamiento del agua previo a su utilización en el proceso productivo. Son costes muy variables ya que dependen de las características del agua y de las condiciones que sea necesario conseguir. En cualquier caso, estos costes no se reflejan en un precio tributario y, por tanto, no se consideran en este análisis. Por otro lado, es probable que dichos costes sean más importantes cuando el agua procede de captaciones propias ya que, en este caso, no ha sido tratada en absoluto.

Costes de saneamiento

En la práctica, engloban los costes generados por los procesos de depuración interna que realiza la industria así como el Tributo de Saneamiento (TS) asociado a la contaminación de los vertidos. Los costes de depuración son los relativos a la amortización de la inversión inicial, los dedicados a personal, energía y reactivos y, finalmente, los de evacuación y tratamiento de fangos.

La legislación diferencia el control de la contaminación de los vertidos en función de que éstos se realicen a sistema público de saneamiento o a cauce público. Los límites de contaminación de los vertidos a sistema de saneamiento o alcantarillado son mucho más tolerantes que los correspondientes a cauce público, porque se supone que tales vertidos experimentan una depuración final conjunta. Por tanto, la magnitud de los costes de depuración interna depende también de esta

circunstancia, el tipo de vertido, así como del nivel de la tecnología del establecimiento industrial.

En nuestro análisis sólo tenemos en cuenta, dentro de los costes de saneamiento, el TS ya que se trata de un concepto tributario.

Todos los componentes de coste considerados se encuentran sintetizados en la Tabla 6.1, donde se muestra el valor del tipo de gravamen de cada tributo para 1997, año de referencia del análisis.

Tabla 6.1.

Conceptos de precio considerados	Ptas./m3 (tipo correspondiente a 1997)
Tarifa por servicio de suministro	Variable según compañía
Tarifa Complementaria de Garantía y Suministro	11,9
Tasa Ambiental de Gestión de Residuos municipales	23,42
Canon de Infraestructura Hidráulica	17,21
Tributo de Saneamiento	Cálculo individualizado
Otros conceptos municipales (tasa de alcantarillado)	Variable según municipio

La segunda observación a realizar se refiere al concepto de precio, medio o marginal, a utilizar. Como se ha argumentado en la sección 6.1. nuestro análisis acepta *a priori* la reacción del consumidor al precio marginal tal y como predice la teoría económica. Por tanto, se supone información perfecta en cuanto a precios. Para poder contrastar la hipótesis de reacción al precio medio¹¹, sería necesario conocer otras características específicas de cada empresa, tales como el diámetro

¹¹ Seguimos hablando de un precio (medio o marginal) tributario. Para poder calcular un precio medio "global" se debería disponer de datos de gasto de agua anual para cada empresa.

del contador instalado, puesto que a menudo la cuota fija de servicio varía de acuerdo con este concepto.

Aunque el análisis de demanda que se presenta en este trabajo supone la reacción del consumidor al precio marginal, cabe matizar un aspecto adicional. Los estudios empíricos que se apoyan en el supuesto de información perfecta incluyen, además del precio marginal, otra variable con la intención de capturar el efecto renta derivado de un cambio en el precio intramarginal o en la cuota fija de acceso al servicio. Billings y Agthe (1980) demuestran que en el caso de tarifas en bloques crecientes es adecuado definir dicha variable como la diferencia entre la factura actual del consumidor y lo que hubiera pagado si cada metro cúbico se hubiese adquirido al precio marginal -variable *diferencia*-. De nuevo, sería necesario tener información adicional a la disponible, como la relativa a la cuota fija, para poder calcular la variable *diferencia* en cada caso. Al no incluir dicha variable en el modelo se supone implícitamente que el efecto renta derivado de los cambios no marginales de las tarifas no es relevante al tomar la decisión sobre volumen de demanda de agua¹².

Aceptamos, en consecuencia, la construcción de un precio tributario-marginal definido como el precio de las últimas unidades de agua consumidas a pagar en concepto de tarifa por el servicio de suministro y por el resto de tributos considerados.

¹² En los municipios que configuran la muestra encontramos tres tipos de sistemas tarifarios: tarifas crecientes en bloques más cuota fija; tarifas crecientes en bloques con mínimo de consumo; tarifas proporcionales más cuota fija. Se entiende que una cuota fija es relativamente grande y, en consecuencia, derivaría un efecto renta relevante cuando causa que el precio medio sea mayor que el precio marginal, aunque las tarifas sean crecientes en bloques. En este sentido, a menudo el diámetro del contador instalado determina tanto el precio marginal como el importe de la cuota fija. Sin embargo, en muchos casos puede afirmarse que se aplican cuotas fijas de importe reducido (ver anexo 6.1).

En cuanto a la tarifa por el servicio de suministro existe el problema de que los esquemas de tarifas de las compañías suelen establecer el mes como período de referencia (aunque la facturación habitualmente es trimestral) y, sin embargo, las observaciones de consumo de agua disponibles son datos anuales.

Como señala Renzetti (1992), si no se conoce la distribución del uso industrial del agua a lo largo del año es preciso realizar alguna hipótesis para poder asignar un precio marginal de suministro a cada industria, cuando se aplican tarifas en bloques crecientes. La solución adoptada aquí ha consistido en dividir la cifra de consumo anual por 260, ya que la media de vertido industrial en Cataluña es de 260 días/año. Es decir, se considera que si se vierte durante 260 días/año también se consume agua durante 260 días/año. De esta forma se obtiene una cifra de consumo/día que se multiplica por 21,7 (la media de días hábiles de un mes "típico") para hallar el consumo mensual. En otras palabras, se supone una distribución regular del consumo a lo largo del año que evidentemente no tiene porqué ser cierta en todos los casos. Si la distribución del consumo fuera muy irregular a lo largo del año, dado un esquema de tarifas crecientes en bloques, podría darse el caso que la empresa saltara de bloque y de precio marginal de suministro según el mes. Una causa puntual de esta irregularidad podrían ser los períodos vacacionales que darían lugar a un precio marginal inferior al habitual (si se produce el salto de bloque de consumo). Sin embargo, puede argumentarse que los meses de menor actividad debido a los períodos de vacaciones no son relevantes para tomar las decisiones de consumo anual de la empresa al no ser meses "típicos"¹³. Es decir, se supone que la decisión de consumo anual de agua que toma cada empresa depende del precio marginal al que se enfrenta en un mes "típico", definido en los términos anteriores.

¹³ Por el contrario, las irregularidades del consumo a lo largo del año debido a las características del proceso productivo o a otras causas sí que serían relevantes y deberían considerarse en la medida de lo posible.

Aún siguiendo el procedimiento explicado para asignar el precio marginal de suministro a cada establecimiento industrial, existe un problema adicional a resolver. En determinados casos, el límite de metros cúbicos pertenecientes a un bloque de consumo y, por tanto, sujetos a cierto precio depende del diámetro del contador instalado (caso, por ejemplo, de la compañía Aguas de Barcelona). Sin conocer este dato y únicamente a partir de la cifra de consumo anual de agua es ciertamente arriesgado suponer un contador determinado¹⁴. En estos casos se ha optado por asignar un precio marginal de suministro calculado como la media de los precios marginales de los distintos bloques.

En resumen, podemos encontrar tres situaciones distintas a la hora de asignar un precio marginal de suministro a partir de la cifra de consumo mensual de agua obtenida a través del procedimiento explicado anteriormente:

1. Sistema de tarifas proporcional (o precio uniforme por m³): se asigna sin ningún problema dicho precio a cualquier nivel de consumo.
2. Sistema de tarifas crecientes en bloques:
 - Caso A: la cifra de consumo mensual de agua no supera el límite mínimo de m³ correspondiente al menor diámetro de contador posible. En este caso, se asigna el precio marginal más bajo.
 - Caso B: la cifra de consumo mensual de agua excede del límite mínimo de m³ correspondiente al menor diámetro de contador posible. Se asigna un

¹⁴ En términos generales, el procedimiento para asignar un contador específico al cliente industrial que solicita el suministro se basa en la presentación de un proyecto (formal o no) de instalación interior, a partir del cual se conoce el número de tomas interiores de agua y su tipo. El caudal posible para cada toma y un coeficiente de simultaneidad permiten aproximar el caudal requerido en esa instalación, a partir del cual se determina el ramal y el contador. A partir de una cifra de consumo anual es muy difícil determinarlo, ya que si ese consumo se concentra en un corto período de tiempo, el caudal se puede disparar y ocasionar que la conexión a la red no sea suficiente. Para controlar ese riesgo el cliente prefiere normalmente sobredimensionar la instalación (comentarios surgidos a raíz de las conversaciones con Aguas de Barcelona).

precio marginal calculado como la media de los precios marginales de cada bloque.

A modo de ejemplo, vamos a mostrar la situación de dos empresas, una representativa del caso A y otra del caso B, ambas con un contrato de suministro con Aguas de Barcelona y, por tanto, sujetas al siguiente esquema de tarifas:

Tabla 6.2.-Tarifa industrial de Aguas de Barcelona

Diámetro del Contador (*)	Cuota fija mensual	Precio 1er bloque	Precio 2º bloque	Límite bloque m ³ /mes
Hasta 13	617	82,64	119,05	60
15	1.151	82,64	119,05	90
20	1.994	82,64	119,05	150
25	3.073	82,64	119,05	210
30	4.379	82,64	119,05	300
40	7.681	82,64	119,05	600
50/50 W	12.641	82,64	119,05	900
65	19.967	82,64	119,05	1.200
90/65 W	30.102	82,64	119,05	1.800
100/80 W	46.841	82,64	119,05	2.400

(*) Se ha reproducido parte de la relación de contadores posibles que en realidad es más extensa.

Supóngase que la empresa 1 tiene un consumo mensual de 58m³, es decir, por debajo de los 60m³ que constituyen el límite del bloque para un diámetro de 13mm, el menor posible. Por tanto, sea cual sea el diámetro real del contador instalado, pagará los 58m³ al precio marginal más bajo, es decir, 82,64 ptas./m³. La empresa 2, por su parte, tiene un consumo de 1.102m³/mes. En el caso de tener un diámetro de contador igual o inferior al de 50/50 W, excederá siempre del primer bloque de consumo, por lo que pagará un precio marginal igual a 119,05. En caso contrario, si el diámetro del contador es superior al de 50/50 W, pagará un

precio marginal igual a 82,64 ptas./m³ al no superar el límite del bloque correspondiente. Dado que es ciertamente arriesgado suponer un diámetro de contador únicamente a partir de la cifra de consumo anual o mensual de agua (ver nota 14), en estos casos se ha optado por calcular un precio marginal como la media de los precios marginales de cada bloque. A la empresa 2, por tanto, se le asigna un precio marginal igual a 100,85 ptas./m³.

Por último cabe señalar que los establecimientos industriales sujetos a tarifas crecientes en bloques cuyo límite de m³ no depende del diámetro del contador, se sitúan en su mayoría y por nivel de consumo mensual en el último bloque considerado en el sistema de tarifas. Ello es debido a que el tramo de m³ sujeto al precio intramarginal (el denominado subsidio implícito) se corresponde con un nivel de consumo relativamente bajo, es decir, fácilmente alcanzable por las industrias.

El concepto de precio marginal así obtenido hace referencia exclusivamente a la tarifa de suministro. Sin embargo, como ya se ha señalado anteriormente, el precio tributario marginal "global" que paga una industria por los últimos m³ de agua consumidos no es únicamente el precio de la compañía sino también el resultado de añadir ciertos tributos relacionados con el ciclo del agua. Por tanto, para los establecimientos ubicados en el ámbito de la EMMA se añade la TCGS y, en todos los casos el CIH, siendo ambos precios estrictamente proporcionales al consumo realizado. En cuanto a la TAMGREM, también de aplicación en los municipios pertenecientes a la EMMA, no se considera cuando los consumos anuales superan los 1.500m³, dado que la exención que se aplica en estos casos la convierten en un tributo de suma fija. Sí que se tiene en cuenta cuando se trata de consumos inferiores a los 1.500m³/año porque entonces la TAMGREM consiste en un precio proporcional aplicado sobre el volumen de agua.

6.1.5. Modelos estimados

El análisis empírico, en relación con el modelo económico planteado en la subsección 6.1.1, consiste en la especificación de un modelo general de regresión múltiple con datos de sección cruzada para el año 1997. Se parte de la relación linealizada entre la variable dependiente (el consumo anual de agua) y las variables independientes o explicativas.

Por tanto, se pretende estimar la demanda de agua para lo que se dispone de datos a nivel de establecimiento industrial, de precio y número de trabajadores. En este sentido, es importante señalar que los establecimientos pertenecen a distintos sectores de actividad, por lo que podría pensarse que las elasticidades precio y output podrían ser iguales en algunos sectores. Ello sugeriría la estimación conjunta de las funciones de demanda sectoriales, a efectos de imponer las restricciones de igualdad entre dichos coeficientes. Incluso si se supone a priori que dichas elasticidades serán distintas entre sectores, tiene sentido pensar que existen otros factores (no explicados a través de las variables de precio o número de trabajadores) que pueden afectar de un modo similar a los términos independientes. Por esta razón, la especificación inicial del modelo incluye doce variables artificiales correspondientes a los distintos sectores considerados.

La ecuación que se estima es, en consecuencia, la siguiente:

$$\ln Q_j = \sum d_y + \sum \alpha_i \cdot d_{iy} \cdot \ln L_j + \sum \beta_i \cdot d_{iy} \cdot \ln P_j + u_j \quad (1)$$

$i = 12; \quad j = 797$

Donde Q_j representa el consumo anual de agua del establecimiento "j"; d_{iy} recoge las variables artificiales referidas a la pertenencia de la empresa "j" al sector de actividad "i"; L_j es la variable número de trabajadores; P_j es el precio tributario

marginal del agua; u_j es el término de perturbación. Las variables se han tomado en logaritmos, excepto en el caso de las variables artificiales incorporadas, por lo que los coeficientes estimados se consideran elasticidades.

Las industrias se han agrupado en función de su CNAE-74 en los siguientes sectores:

Tabla 6.3.-Sectores considerados en la muestra

Sector	CNAE-74	Núm. Empresas
Energía	0001-2199 / 2300-2399	5
Primera transformación. Metales	2200-2299	6
Minerales no metálicos	2400-2499	43
Químico	2500-2599 / 4800-4899	219
Metalúrgica. Mecánica	3000-3299	181
Material eléctrico. Electromecánica	3300-3599	25
Automoción. Mecánica básica	3600-4099	31
Alimentario	4100-4299	121
Textil. Confección. Curtidos	4300-4599	92
Madera	4600-4699	9
Papel	4700-4799	57
Otros	4900-4999	8

Aunque esta clasificación es discutible, es utilizada por la *Junta de saneamiento* en el estudio y formulación del Programa de saneamiento de aguas residuales industriales de Cataluña. La *Junta de saneamiento* considera que los sectores industriales más relevantes en cuanto a la utilización del agua son el textil, el químico y el alimentario.

Asimismo, se estima la misma ecuación pero introduciendo un desdoblamiento del precio marginal del agua. En concreto, dicho precio marginal se descompone en un precio base exógeno (Pb_j), formado por todos los conceptos tributarios excepto el TS, multiplicado por el porcentaje de incremento que supone el TS sobre este precio base (inc_TS):

$$P_j = Pb_j \cdot (inc_TS)_j$$

$$LnP_j = Ln(Pb_j) + Ln(inc_TS)_j$$

De modo que la ecuación (1) se modifica de la siguiente forma:

$$LnQ_j = \sum d_y + \sum \alpha_i \cdot d_y \cdot LnL_j + \sum \beta_i \cdot d_y \cdot Ln(Pb_j) + \sum \gamma_i \cdot d_y \cdot Ln(inc_TS)_j + u_j \quad (2)$$

Donde se permite una elasticidad-precio diferente para el precio básico y para el tributo de saneamiento. La igualdad de elasticidades es un supuesto que se puede contrastar posteriormente en este modelo.

6.1.6. Presentación de los resultados

A continuación se analizan los resultados de la estimación econométrica, a través del método de mínimos cuadrados ordinarios, de la demanda industrial de agua. Las variables independientes utilizadas son, como se ha justificado en la subsección 6.1.4, el número de trabajadores, como *proxy* del nivel de output de la empresa (LOGTRAB), y la variable representativa del precio (LOGP), en concreto, un concepto de precio marginal resultado de tener en cuenta los conceptos tributarios que gravan de distintas formas el consumo de agua.

Asimismo se incluyen doce variables artificiales representativas de los distintos sectores industriales considerados.

Para realizar esta estimación se ha tomado una muestra de establecimientos industriales después de aplicar algunos filtros (ver subsección 6.1.3), con la finalidad de conseguir una cierta homogeneidad necesaria para la coherencia de los resultados. Fundamentalmente se han aplicado tres tipos de filtro: uno relativo al ámbito geográfico, un segundo filtro que tiene en cuenta el modo como se obtiene el agua por la industria y un tercer filtro que intenta depurar algunas observaciones de escasa significancia.

Finalmente se obtiene una muestra de 797 industrias localizadas en municipios abastecidos en alta por la red de Aguas Ter-Llobregat. Asimismo, se trata de industrias que obtienen el agua exclusivamente mediante el contrato con una compañía suministradora. El año de referencia es 1997.

Con todo ello, la ecuación a estimar es:

$$LOGCAUDAL_j = \sum d_y + \sum \alpha_i \cdot d_{iy} \cdot LOGTRAB_j + \sum \beta_i \cdot d_{iy} \cdot LOGP_j + u_j$$

$i = 12; \quad j = 797$

La Tabla 6.4 resume la información estadística básica de las variables utilizadas en la estimación, de acuerdo con la especificación anterior. La misma información está disponible por sectores industriales (ver anexo 6.1).

Tabla 6.4.-Resumen estadístico de las variables del modelo

Variable	Media	Desviación Estándar	Mínimo	Máximo
Caudal (m3/año)	19.871	67.055,24	133	1.120.000
Trabajadores	78	334,44	1	7.691
Precio global (ptas./m ³)	200,82	132,23	59,68	2.140,13
Tributo de saneamiento (ptas./m ³)	72,83	124,65	0,26	1.970,69

Fuente: elaboración propia

Los resultados obtenidos son los que se muestran en la Tabla 6.5, donde se presentan los errores estándar robustos frente a la heteroscedasticidad estimando la matriz de varianzas y covarianzas de los estimadores mediante el procedimiento de White (1980). El estadístico t se ha calculado a partir de dicha estimación consistente.

En cuanto a la significación global o conjunta de las variables explicativas, se obtiene un valor del coeficiente de determinación ajustado igual a 0,46. Ello significa que las variables recogidas en el modelo explican el 46% de la variación total, lo cual es satisfactorio teniendo en cuenta que se trata de una muestra de datos *cross-section* y que se trabaja con un número limitado de variables de acuerdo con la información disponible. Asimismo, el valor del estadístico F (20,66) es muy superior al valor en tablas con 35 y 761 grados de libertad para cualquier nivel de confianza.

Por otra parte, los coeficientes de la variable representativa del nivel de actividad o de output así como los coeficientes de la variable precio tienen el signo esperado en todos los sectores considerados (positivo y negativo respectivamente). En cuanto a la variable precio, es significativa en todos los casos excepto en los sectores de automoción, alimentario y del papel.

Tabla 6.5.-Resultados de la estimación del modelo de demanda

VARIABLES	Estimador MCO	Error Estándar	Error est. Robusto	T Robusta
Energía (d1)	43,217	19,891	2,379	18,164***
1ª Transformación. Metales (d2)	19,182	19,975	7,706	2,489**
Minerales no metálicos (d3)	13,683	3,463	3,741	3,657***
Químico (d4)	11,264	1,200	1,426	7,899***
Metalúrgica. Mecánica (d5)	10,979	1,555	1,312	8,367***
Material eléctrico. Electromecánica (d6)	16,910	6,522	4,618	3,662***
Automoción. Mecánica básica (d7)	7,654	4,497	3,923	1,951*
Alimentario (d8)	6,952	1,764	1,625	4,277***
Textil. Confección. Curtidos (d9)	10,171	2,343	2,455	4,143***
Madera (d10)	7,792	8,299	1,619	4,813***
Papel (d11)	5,231	2,088	1,162	4,502***
Otras manufacturas (d12)	32,191	15,416	4,445	7,243***
D1LOGP	-6,519	4,216	0,511	-12,745***
D2LOGP	-2,313	3,551	1,390	-1,664*
D3LOGP	-1,433	0,686	0,728	-1,969**
D4LOGP	-0,994	0,221	0,249	-3,992***
D5LOGP	-0,856	0,294	0,238	-3,592***
D6LOGP	-2,196	1,193	0,879	-2,497**
D7LOGP	-0,140	0,836	0,750	-0,186
D8LOGP	-0,364	0,325	0,299	-1,220
D9LOGP	-0,851	0,442	0,448	-1,898*
D10LOGP	-0,539	1,400	0,237	-2,281**
D11LOGP	-0,248	0,353	0,162	-1,533
D12LOGP	-4,449	2,706	0,776	-5,731***
D1LOGTRAB	0,293	0,457	0,053	5,496***
D2LOGTRAB	0,429	0,759	0,243	1,770*
D3LOGTRAB	0,717	0,170	0,163	4,408***
D4LOGTRAB	0,685	0,068	0,086	8,004***
D5LOGTRAB	0,477	0,074	0,068	7,000***
D6LOGTRAB	0,694	0,246	0,184	3,784***
D7LOGTRAB	0,605	0,138	0,140	4,321***
D8LOGTRAB	1,087	0,090	0,076	14,376***
D9LOGTRAB	0,991	0,114	0,125	7,932***
D10LOGTRAB	0,365	0,579	0,228	1,602
D11LOGTRAB	0,999	0,157	0,145	6,901***
D12LOGTRAB	0,077	0,440	0,145	0,530
R ²	0,49			
R ² ajustado	0,46			
SE	1,322			
F	20,661***			

SE: error estándar de la regresión; Nivel de significación (***): 1%, (**):5%, (*):10%.

La especificación del modelo en forma logarítmica permite estimar las elasticidades-precio a través de la aplicación directa de mínimos cuadrados ordinarios. Se obtienen valores de la elasticidad precio situados en un intervalo que va desde -0,539 al -6,519. Los valores más elevados de la elasticidad precio corresponden al sector de la energía (-6,519) y de otras manufacturas (-4,449) que, sin embargo, agrupan un total de 5 y 8 empresas respectivamente. En el primer caso, se trata de empresas con una utilización del agua muy superior a la media de la muestra debido a su actividad (fabricación y distribución de gas; producción de energía termoeléctrica; captación, depuración y distribución de agua). En el sector de otras manufacturas se agrupan actividades algo diversas como la fabricación de artículos de escritorio o laboratorios fotográficos. Al margen de estos dos valores de la elasticidad que conviene relativizar dado el número de empresas recogidas por cada sector, el resto oscilan entre el -2,313 (1ª transformación; metales) y el -0,539 (madera). Pueden considerarse sectores elásticos los de 1ª transformación y metales, material eléctrico y electromecánica, y minerales no metálicos. Mientras que los sectores inelásticos pero que muestran sensibilidad respecto al precio del agua son el químico, metalúrgico y mecánica, textil y madera.

En cuanto a los sectores que muestran insensibilidad de la demanda de agua al precio, el sector alimentario agrupa 121 empresas, el sector de automoción agrupa 31 empresas y el sector del papel 57. En un 50% de los casos, las empresas del sector alimentario realizan actividades relacionadas con el sacrificio de ganado, preparación y conservas de carne, es decir, lo que se conoce como productos de primera transformación. El 50% restante es un conjunto de empresas de actividades muy diversificadas (industrias lácteas, fabricación de conservas de pescado y otros productos marinos, elaboración de productos alimenticios diversos, etc.). La insensibilidad de la demanda de agua al precio en el sector alimentario podría ser explicada, dadas las características de las empresas recogidas, por el hecho que los productos obtenidos del proceso de transformación

deben cumplir una serie de requisitos sanitarios que hacen que sea necesario un estricto control de las condiciones higiénico-sanitarias de los procesos de elaboración. Esta circunstancia obliga a realizar continuas limpiezas de las instalaciones, de la maquinaria y del personal, lo que implica un elevado consumo de agua de muy difícil reducción. Asimismo, en el caso de las industrias de bebidas, el agua forma parte intrínseca del proceso de producción, es decir, la incorporación del agua al producto es una de las características del subsector.

Las empresas de la muestra pertenecientes al sector del papel realizan mayoritariamente actividades relacionadas con las artes gráficas (impresión y actividades anexas). Es posible que ésta sea la razón por la cual no reaccionan al precio cuando toman su decisión de consumo de agua. Es decir, dentro del sector papeler, las industrias relevantes en cuanto al consumo de agua son las productoras de pasta, papel y cartón, cuya presencia en la muestra considerada se reduce a dos establecimientos.

En el sector de automoción se agrupan fundamentalmente empresas de construcción de automóviles y sus piezas de repuesto, donde no es particularmente relevante la utilización del input agua.

Asimismo, la Tabla 6.6 ayuda a interpretar los resultados obtenidos puesto que aporta información acerca de los ratios más significativos en cuanto al uso del agua que realiza la empresa y al coste correspondiente.

Tabla 6.6. Ratios referentes al uso del agua

Sector	Q/L	Fra.agua/L	Fra.TS/L	TS/P (%)	Nº empresas
Energía	1.593,44	207.628	5.869	7,30	5
1ª transformación. Metales	269,91	40.213	9.649	28,91	6
Minerales no metálicos	273,61	44.497	6.268	20,03	43
Químico	215,51	37.719	10.566	32,50	219
Metalúrgica. Mecánica	162,56	28.779	7.836	29,88	181
Mat.eléctrico. Electromecánica	135,80	19.855	4.457	22,86	25
Automoción. Mecánica básica	141,54	19.230	2.574	18,69	31
Alimentario	499,81	95.197	30.620	33,22	121
Textil. Confección. Curtidos	811,55	113.398	38.270	36,61	92
Madera	23,38	4.270	1.589	36,98	9
Papel	129,09	23.011	5.892	32,77	57
Otras manufacturas	158,86	30.520	5.113	25,90	8

Q/L: consumo anual de agua por trabajador (m^3 /trabajador).

Fra.agua/L: importe de la factura anual de agua por trabajador (ptas./trabajador).

Fra.TS/L: importe de la factura impositiva por tributo de saneamiento, por trabajador (ptas./trab.).

TS/P: proporción del tributo de saneamiento sobre el precio total del agua (%).

En cuanto a los valores de la elasticidad output estimada (basada en el número de trabajadores), se hallan comprendidos en el intervalo que va de 0,293 (energía) a 1,087 (alimentario). Asimismo, los sectores de la madera y otras manufacturas presentan una demanda de agua insensible al output. El sector de la madera es precisamente el que muestra un menor ratio de consumo de agua por trabajador. Por otra parte, el sector de otras manufacturas (fabricación de artículos de escritorio y laboratorios fotográficos) sólo agrupa ocho empresas cuya demanda de agua parece venir explicada fundamentalmente por el factor precio del recurso.

Por otra parte, debe señalarse que se ha tenido en cuenta la posible influencia de ciertas observaciones atípicas en la estimación, en su mayoría pertenecientes al sector químico. Los resultados que aquí se presentan se han obtenido para el total de observaciones (797). Posteriormente se ha procedido a obtener los resultados eliminando cada una de las observaciones atípicas pero los resultados a los que se llega son muy similares a los presentados, ya que no varía la significación ni la magnitud de los coeficientes estimados. En consecuencia, se ha optado por la estimación a partir de las 797 observaciones iniciales de la muestra.

Finalmente, nos hemos planteado la posibilidad de que el modelo cuyos resultados se han presentado y que, en definitiva, trata de estimar la demanda de agua para cada uno de los sectores industriales pudiera ser mejorado si se intuye que las elasticidades precio y/o output para algunos sectores (o incluso para todos) podrían ser iguales. Ello sugeriría imponer las correspondientes restricciones de igualdad entre coeficientes partiendo del modelo generalizado que se ha expuesto. A continuación, se muestra el valor del estadístico F para diversas simplificaciones del modelo generalizado (modelos restringidos) pero en cualquier caso no se obtienen mejores resultados que los que se han presentado y valorado anteriormente.

Tabla 6.7.-Contrastación de hipótesis

	Valor Estad. F	Valor en Tablas F*
Modelo generalizado	20,661	
Hipótesis nula: igualdad de los coeficientes de la variable número de trabajadores	10,119	F _{11, 761} = 1,79
Hipótesis nula: igualdad de los coeficientes de la variable número de trabajadores y de la variable precio respectivamente	33,822	F _{22, 761} = 1,57
Hipótesis nula: igualdad de los coeficientes de la variable número de trabajadores y de la variable precio respectivamente, así como de las constantes sectoriales	143,632	F _{33, 761} = 1,46

(*) Valor al nivel de confianza del 95%

En cuanto a la ecuación que introduce un desdoblamiento del precio marginal del agua, cabe señalar que su estimación se realiza con la misma información y, por tanto, a partir de la misma muestra de industrias cuyas características se han descrito en la subsección 6.1.3. En concreto, la ecuación a estimar es:

$$LOGCAUDAL_j = \sum d_{ij} + \sum \alpha_i \cdot d_{ij} \cdot LOGTRAB_j + \sum \beta'_i \cdot d_{ij} \cdot LOGPb + \sum \gamma_i \cdot d_{ij} \cdot LOGINC_TS_j + u_j \quad i = 12; \quad j = 797$$

Es decir, el precio marginal tributario utilizado en la estimación inicial (sin desdoblamiento) se descompone en dos partes: un precio base (Pb_j) que engloba todos los conceptos tributarios excepto el TS y un componente que recoge el porcentaje de incremento que supone el TS sobre este precio base (INC_TS_j). El propósito es separar aquella parte exógena del precio, es decir, no sujeta a la influencia del propio consumidor de agua, del incremento añadido que supone el

TS cuya magnitud es controlable por dicho consumidor a través de su decisión sobre cuánto contaminar.

A priori, pensamos que la elasticidad de la demanda de agua respecto al componente TS puede ser mayor que la elasticidad respecto al precio base como mínimo por dos razones¹⁵:

- El hecho de declarar explícitamente la contaminación puede causar que las empresas sean más conscientes de la repercusión de distintos comportamientos en la factura que deben pagar por el agua y que, por tanto, perciban las posibilidades de ahorro de costes asociadas a descargar más o menos contaminación.
- Relacionada con el punto anterior y aún más importante es la consideración de que la única forma de pagar menos por el agua consiste en reducir el consumo de la misma, excepto en el caso del TS donde además de esta vía existe la posibilidad de reducir la carga contaminante por m³ vertido. Al haber más posibilidades de respuesta por parte de la industria (dicho de otro modo, al haber más "bienes sustitutivos") es lógico esperar mayores valores de la elasticidad.

El valor medio del precio base así como del incremento que representa el TS sobre éste para cada uno de los sectores considerados se muestra en la Tabla 6.8.

¹⁵ Quizás sería más preciso hablar de la *elasticidad de la contaminación* del agua respecto al TS, en lugar de hablar de elasticidad de la demanda de agua. Sin embargo, la contaminación en términos absolutos depende del volumen de agua vertido, concepto que a su vez se relaciona con el volumen inicial de agua que demanda la industria.

Tabla 6.8.-Valores medios de los componentes de la variable precio

Sector	Media Precio base (Pb)	Media Incremento por TS (INC TS)
Energía	142,59	1,08
1ª transformación. Metales	125,38	1,49
Minerales no metálicos	132,32	1,38
Químico	132,79	1,71
Metalúrgica. Mecánica	129,43	1,54
Mat.eléctrico. Electromecánica	125,42	1,31
Automoción. Mecánica básica	139,25	1,24
Alimentario	130,10	1,65
Textil. Confección. Curtidos	100,85	1,72
Madera	122,00	1,72
Papel	133,03	1,94
Otras manufacturas	149,00	1,58
Global	127,99	1,63

La media del precio base se sitúa en el intervalo que va de 100,85 ptas./m³ (sector textil) a 149,00 ptas./m³ (otras manufacturas), mientras que la media del incremento por TS tiene su mínimo en 1,08 (sector energía) y su máximo en 1,94 (papel).

A continuación se presentan los resultados obtenidos de la estimación del modelo de demanda industrial de agua con desdoblamiento del precio.

Tabla 6.9.-Resultados de la estimación del modelo de demanda con desdoblamiento del precio

VARIABLES	Estimador MCO	Error Estándar	Error est. Robusto	T Robusta
Energía (d1)	36,852	33,296	4,081	9,030***
1ª Transformación. Metales (d2)	21,748	21,946	7,989	2,722***
Minerales no metálicos (d3)	6,763	4,181	4,680	1,445
Químico (d4)	9,250	1,423	1,752	5,280***
Metalúrgica. Mecánica (d5)	8,805	1,737	1,715	5,134***
Material eléctrico. Electromecánica (d6)	18,959	6,634	4,281	4,428***
Automoción. Mecánica básica (d7)	9,188	4,506	3,076	2,987***
Alimentario (d8)	6,909	1,838	1,745	3,959***
Textil. Confección. Curtidos (d9)	11,476	2,850	3,130	3,667***
Madera (d10)	1,235	17,338	4,509	0,274
Papel (d11)	5,638	3,189	2,352	2,397**
Otras manufacturas (d12)	-0,051	46,542	6,758	-0,007
D1LOGPb	-5,142	7,151	0,880	-5,843***
D2LOGPb	-2,863	4,066	1,512	-1,893*
D3LOGPb	0,056	0,853	0,994	0,056
D4LOGPb	-0,536	0,282	0,348	-1,543
D5LOGPb	-0,354	0,345	0,335	-1,054
D6LOGPb	-2,376	1,187	0,793	-2,997***
D7LOGPb	-0,156	0,826	0,575	-0,272
D8LOGPb	-0,354	0,354	0,336	-1,051
D9LOGPb	-1,179	0,604	0,646	-1,826*
D10LOGPb	0,748	3,302	0,827	0,903
D11LOGPb	-0,333	0,618	0,437	-0,762
D12LOGPb	2,048	9,257	1,327	1,543
D1LOGINC TS	-8,521	9,424	1,132	-7,531***
D2LOGINC TS	-2,094	3,604	1,093	-1,917*
D3LOGINC TS	-2,326	0,746	0,850	-2,735***
D4LOGINC TS	-1,346	0,258	0,286	-4,712***
D5LOGINC TS	-1,493	0,375	0,310	-4,816***
D6LOGINC TS	-5,352	2,683	1,975	-2,710***
D7LOGINC TS	-6,645	3,229	1,719	-3,867***
D8LOGINC TS	-0,385	0,428	0,393	-0,979
D9LOGINC TS	-0,616	0,529	0,459	-1,342
D10LOGINC TS	-0,859	1,572	0,173	-4,980***
D11LOGINC TS	-0,222	0,381	0,175	-1,270
D12LOGINC TS	-2,214	4,056	0,726	-3,050***

Continua Tabla 6.9.

VARIABLES	Estimador MCO	Error Estándar	Error est. Robusto	T Robusta
D1LOGTRAB	0,219	0,549	0,060	3,674***
D2LOGTRAB	0,429	0,751	0,186	2,307**
D3LOGTRAB	0,693	0,168	0,150	4,627***
D4LOGTRAB	0,673	0,068	0,084	7,989***
D5LOGTRAB	0,476	0,073	0,069	6,888***
D6LOGTRAB	0,616	0,251	0,163	3,788***
D7LOGTRAB	0,588	0,137	0,126	4,671***
D8LOGTRAB	1,087	0,089	0,076	14,277***
D9LOGTRAB	1,019	0,118	0,131	7,799***
D10LOGTRAB	0,586	0,769	0,290	2,016**
D11LOGTRAB	0,998	0,156	0,147	6,770***
D12LOGTRAB	-0,205	0,581	0,193	-1,062
R ²	0,51			
R ² ajustado	0,48			
SE	1,307			
F	16,374			

SE: error estándar de la regresión. Nivel de significación (***): 1%, (**):5%, (*):10%.

Como era previsible, en la estimación del modelo de demanda de agua con desdoblamiento del precio, la significación conjunta de las variables explicativas es muy similar a la del modelo anterior. En concreto, las variables recogidas explican el 48% de la variación total y el valor del estadístico F (16,37) sigue siendo satisfactorio. Por otra parte, los coeficientes de la variable representativa del nivel de actividad (número de trabajadores) así como los coeficientes de los subcomponentes de la variable precio tienen el signo esperado en todos los casos significativos (positivo y negativo respectivamente).

Para interpretar la significatividad del desdoblamiento del precio es útil plantear la siguiente expresión:

$$\begin{aligned}\beta_i \text{LOG} P_j &= \beta_i \text{LOG} P_j + \beta_i \text{LOG} P_{b_j} - \beta_i \text{LOG} P_{b_j} \\ &= \beta_i \text{LOG} P_{b_j} + \beta_i \text{LOG} \frac{P_j}{P_{b_j}}\end{aligned}$$

Es decir, en el modelo inicial se estima un único coeficiente para la variable precio y, por tanto, se obtiene un valor de la elasticidad precio para cada sector. Puede interpretarse el desdoblamiento efectuado (precio base e incremento por TS) como una vía para contrastar la igualdad de los coeficientes relativos a ambos componentes del precio. En otras palabras, se contrasta si la elasticidad obtenida respecto al precio global no es sustancialmente distinta entre los componentes exógeno y endógeno de dicho precio.

En general, para los sectores cuya demanda de agua se mostraba sensible al precio en el modelo sin desdoblamiento (energía, 1ª transformación-metales, minerales no metálicos, químico, metalúrgica y mecánica, material eléctrico y electromecánica, madera y otras manufacturas) se obtiene un coeficiente significativo del componente *incremento por TS*, excepto en el caso del sector textil. Sólo para los sectores de energía, 1ª transformación-metales y material eléctrico y electromecánica resulta significativo también el coeficiente del *precio base*. Por tanto, los resultados parecen apuntar que la elasticidad obtenida para todos estos sectores en el modelo inicial viene explicada fundamentalmente por el incremento de precio (marginal) causado por la aplicación del TS.

6.2. EL INCENTIVO A LA REDUCCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN

La segunda parte del análisis empírico que se presenta en este capítulo pretende estudiar el efecto incentivo del TS sobre las industrias, es decir, si el tributo ha contribuido a la reducción de la contaminación. Este planteamiento requiere la introducción de la dimensión temporal para poder comparar el comportamiento industrial respecto a la contaminación en un período suficientemente largo.

Como se argumentaba en la introducción a este capítulo, es adecuado plantear este análisis a partir del momento en que el tributo funciona, de forma bastante generalizada, como gravamen sobre la contaminación en lo que respecta a su aplicación sobre los usuarios industriales. Es a partir del Decreto catalán 286/1992 que se introduce la obligación de declarar la carga contaminante vertida por las industrias, lo que permite exigir el tributo de acuerdo con la situación particular de contaminación de cada establecimiento. Las declaraciones empezaron a presentarse en 1993 (al ser el Decreto de noviembre), por lo que 1994 parece un año de referencia apropiado para establecer la comparación con la situación actual (1999) de contaminación y ver la influencia del TS en los cambios producidos.

Al analizar la influencia del TS en las decisiones de las industrias sobre cuánto contaminar pueden diferenciarse dos niveles: la influencia que ha podido tener el tributo a la hora de provocar la decisión de reducir la contaminación y la correlación entre la magnitud del TS y la cantidad de contaminación reducida, en los casos en que esta reducción ha tenido lugar.

En cuanto al primer nivel de influencia es obvio que el TS es una herramienta más de las que se han puesto en práctica, desde la administración,

para cumplir los objetivos establecidos en el Plan de saneamiento de Cataluña. Además del tributo, se han utilizado los siguientes instrumentos:

- Autorizaciones de vertido
- Programa de descontaminación gradual (PDG)
- Ordenanzas municipales
- Régimen sancionador
- Subvenciones

En principio, todo vertido susceptible de contaminar el dominio público requiere la *autorización administrativa* correspondiente¹⁶. Asimismo, a partir de la Ley catalana 19/1991, la Junta de Saneamiento pasa a ser competente en la concesión de permisos de vertido. El hecho de legalizar los vertidos permite fijar límites y comprometer a la industria para alcanzar un cierto nivel de carga vertida.

El *Programa de descontaminación gradual* (PDG) es una figura administrativa basada jurídicamente en el principio de regularización y que se aplica específicamente y de forma individual a un establecimiento industrial¹⁷. Mediante el PDG, la empresa se compromete a realizar una serie de actuaciones de mejora de sus vertidos, en unos plazos definidos, para adecuar la calidad de las aguas residuales a la Ley de Aguas o a la de Costas, según el caso. La aceptación de estas actuaciones y de los plazos correspondientes implica que la Junta de Saneamiento otorga un permiso de vertido provisional a la empresa, condicionado al cumplimiento de todos los objetivos en las fechas acordadas y siempre que el vertido no se considere abusivo por su impacto al medio receptor.

¹⁶ De acuerdo con lo que establece la Ley de Aguas en sus artículos 92 y siguientes; el Reglamento del Dominio Público Hidráulico en el 245 y siguientes; la Ley de Costas en sus artículos 56 y siguientes y su Reglamento en los artículos 113 y siguientes.

¹⁷ El PDG se basa en el artículo 93.2 de la Ley de Aguas y su desarrollo en la Orden de 19 de febrero de 1987. Este instrumento se empezó a utilizar de forma sistemática en enero de 1993.

En cuanto a las *ordenanzas municipales* y su cumplimiento, cabe señalar que las administraciones locales tienen la plena competencia de los vertidos en su red de alcantarillado municipal¹⁸. Ello supone, además de canalizar su autorización, la fijación en muchos casos de unos límites de vertido basados en la concentración relativa de contaminantes. De hecho, el incumplimiento de tales límites puede ser objeto de sanción¹⁹.

La Junta de Saneamiento, asimismo, tiene competencia para *sancionar* aquellos vertidos al dominio público que exceden los límites establecidos²⁰. Se trata de una sanción administrativa, el importe de la cual se determina en función de los daños causados al dominio público hidráulico y que puede llegar a ser de 75 millones de ptas.

La *política de ayudas* es otro de los instrumentos utilizados para llevar a cabo el plan global de saneamiento de las aguas residuales industriales²¹. Se trata de subvenciones destinadas a incentivar el tratamiento de los vertidos, en concreto, para llegar a alcanzar los niveles de contaminación previstos en el plan y fomentar la utilización de las tecnologías limpias. Es decir, se subvencionan actuaciones para la eliminación de contaminación de las aguas residuales, ya sea con la construcción de instalaciones para depurar dichas aguas o con modificaciones del proceso productivo, con una ayuda máxima del 30% sobre el importe de la actuación.

¹⁸ Según la Ley de bases del régimen local y la Ley catalana 8/87.

¹⁹ Según la Junta de saneamiento, a pesar de que, sobre el papel, las ordenanzas de vertido al alcantarillado pueden ser un instrumento eficaz, en la práctica son poco conocidas y aún menos aplicadas.

²⁰ La Junta de saneamiento es competente, en este sentido, como organismo de cuenca (desde diciembre de 1991) y de acuerdo con sus funciones de policía de río para imponer tales sanciones.

²¹ Estas ayudas se regulan inicialmente a través del Decreto 54/1986, de 30 de enero y después por la Orden del Departament de Medi Ambient, de 12 de agosto de 1993.

Pueden ser receptores de estas subvenciones, el titular de un establecimiento industrial o una comunidad de usuarios industriales que agrupan sus vertidos para la depuración conjunta. Sin embargo, para ser beneficiario de estas ayudas deben cumplirse ciertos requisitos: disponer de una autorización de vertido (o haberla solicitado), haber presentado la declaración de carga contaminante vertida y estar al corriente del pago del TS.

Según la Junta de Saneamiento se produce una respuesta lógica entre las industrias en relación con las actuaciones explicadas. En concreto, los establecimientos que han sido sancionados por vertidos inadecuados suelen iniciar acciones para reducir la carga contaminante y solicitan para ello la correspondiente subvención. Asimismo, se constata la relación entre los establecimientos que han iniciado los trámites legales para autorizar sus vertidos, una vez que han empezado o finalizado las actuaciones para mejorarlos, con las peticiones de ayuda para este tipo de actuaciones. Finalmente, muchos PDG se han puesto en marcha como consecuencia de sanciones y/o requerimientos para adecuar los vertidos.

Es obvio, por tanto, que la decisión que puede tomar una industria respecto a las características de contaminación de sus vertidos viene influida por muchos factores. Los descritos son un conjunto de instrumentos en manos de la administración pública para fomentar la legalización y adecuación de los vertidos industriales a la normativa. Sin embargo, podemos decir que se trata de factores exógenos a la industria. Además, el hecho de emprender alguna medida para reducir la carga contaminante vertida, vendrá determinado como es lógico por la situación financiera de cada empresa que suele caracterizarse a través de los ratios de rentabilidad financiera, solvencia y cash-flow, entre otros. Cuanto más favorable sea la posición financiera de la empresa, más capacidad tendrá para asumir los costes ligados a la inversión ambiental. Las presiones internas de los

accionistas o del personal en los temas ambientales es otro de los factores a tener en cuenta.

La información disponible, sujeta a la restricción del secreto estadístico, no nos permite contrastar empíricamente, con el suficiente rigor, cuál es la importancia del TS a la hora de provocar la decisión de descontaminar por parte de la industria. En esta segunda parte del análisis empírico, se trabaja con la base de datos desarrollada a partir de las DCCV ligadas a la gestión del TS, pero sólo con parte de la información al igual que ocurría en el primer ejercicio (ver subsección 6.1.2). Los datos de consumo y utilización del agua, los relativos a las características del vertido y la información estrictamente tributaria (tipo individualizado por TS), no son suficientes para contestar a la cuestión planteada. Para realizar tal aproximación sería necesario disponer de información adicional sobre el resto de instrumentos de intervención, además del TS, con el objetivo de valorar su papel en la decisión de la empresa. Por ejemplo, es obvio que las subvenciones que pueda recibir la industria si reduce la contaminación van a ser también un elemento decisivo.

Por todo ello, hemos decidido centrar esta segunda parte del análisis empírico en el estudio de la correlación parcial entre la magnitud del TS y la cantidad de contaminación reducida, en los casos en que esta reducción ha tenido lugar. En este caso, no se trabaja en base a un modelo económico de referencia sino que se trata de un ejercicio empírico que prueba la relación entre una serie de variables. Antes de explicar cuál es la estimación que se realiza, se presentan las características de la muestra utilizada.

6.2.1. Características de la muestra

La muestra de establecimientos industriales con la que se trabaja en este ejercicio empírico es prácticamente coincidente con la utilizada en el análisis de la demanda de agua aunque con alguna diferencia que es preciso señalar. Por ello, vamos a recordar brevemente, en primer lugar, los filtros de selección comunes al análisis de demanda (ver detalle en subsección 6.1.3):

- Filtro geográfico: se trabaja con los establecimientos industriales localizados en el ámbito territorial formado por los municipios abastecidos en alta por la red de Aguas Ter-Llobregat. De este modo, se selecciona un ámbito de oferta de agua con unas características comunes.
- Filtro según actividad: se seleccionan, dentro del ámbito geográfico señalado, aquellos establecimientos que han presentado DCCV y que realizan propiamente una actividad industrial (de acuerdo con la CNAE-74, del 0001 al 4999). Por tanto, se descartan los usuarios industriales según la Junta de Saneamiento que, aún habiendo presentado DCCV, realizan otro tipo de actividad distinta de la industrial.

Recordemos que uno de los campos de información disponibles a partir de la DCCV se refiere al origen del suministro de agua. En concreto, los establecimientos declaran no tener fuentes propias de suministro o bien, si la respuesta es afirmativa, se trata de industrias que utilizan fuentes propias, de forma exclusiva o combinada con el uso de agua de compañía. En el análisis de demanda se prescindía de estas últimas básicamente porque era necesario conocer qué porcentaje representaba el agua de pozo sobre el total de agua utilizada por la industria -información no disponible- para poder estimar el correspondiente coste. En el estudio de la correlación entre la magnitud del TS y la cantidad de

contaminación reducida creemos oportuno ampliar la muestra y tener en cuenta todas las industrias, independientemente de cuál sea el origen del abastecimiento. De hecho, en este caso, la respuesta de la industria relativa a la disponibilidad o no de fuentes propias de suministro puede tenerse en cuenta para probar si tal circunstancia influye de algún modo en la magnitud de la contaminación reducida.

Asimismo, se ha depurado la muestra en dos sentidos. En primer lugar, se descartan los establecimientos industriales con un consumo anual de agua inferior a los 6.000m³. En segundo lugar, para no obviar industrias de consumo relativamente bajo pero con una elevada contaminación por m³, se han incorporado aquellos establecimientos con un consumo inferior a 6.000m³ pero con un tipo individualizado por TS superior al tipo correspondiente a los usos domésticos (ver nota 8).

Todos estos criterios de selección se han aplicado sobre la base de datos de las DCCV relativas a 1994. Ello nos permite delimitar el conjunto de establecimientos industriales para los que se va a realizar la comparación de su situación en cuanto a carga contaminante vertida en 1994 y 1999. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que algunos de estos establecimientos causan baja durante el período considerado y otros no tenían su situación aún regularizada en el momento de obtener la información relativa al año 1999. Por tanto, vamos a presentar a continuación cuál es el tamaño muestral definitivo y el perfil de los establecimientos industriales en cuanto a su comportamiento contaminante.

6.2.2. Análisis descriptivo

La base de datos desarrollada a partir de las DCCV relativas a 1994 incluye 1.211 establecimientos industriales situados en la zona abastecida en alta por la empresa pública Aigües Ter-Llobregat²². Asimismo, el seguimiento de este conjunto de industrias y, en concreto, de su situación en 1999 indica que un 18% (222 establecimientos) causan baja de acuerdo con el entorno económico del período. A partir de los 989 casos restantes, se aplican los criterios restrictivos en cuanto a consumo de agua y magnitud del TS explicados en la subsección anterior. De modo que finalmente es posible comparar la situación, entre 1994 y 1999, de 684 establecimientos industriales. El siguiente esquema clarifica los pasos que se han seguido:

1.211 casos

↓

222 causan baja

↓

989 casos

└ 482 casos con $C \geq 6.000\text{m}^3/\text{año}$

└ 505 casos con TS >tipo doméstico y $C \geq 132\text{m}^3/\text{año}$

↓

684 casos (resultado de la combinación de los criterios anteriores)

A partir del conjunto de establecimientos industriales señalado (N=684), éstos se van a clasificar de acuerdo con su comportamiento en cuanto a la contaminación generada en 1999 respecto a 1994. Para ello es preciso definir

²² Para relativizar esta cifra, cabe señalar que el total de establecimientos con un volumen de vertido superior a los 6.000m³ o con una carga contaminante distinta de la doméstica eran 3.340, según la base de datos de las DCCV para 1994 (*Programa de sanejament d'aigües residuals industrials de Catalunya*, 1996).

cuándo se considera que una empresa reduce su carga contaminante en el período indicado y, por tanto, cuál es el indicador de carga contaminante utilizado. Dada la forma de cálculo del TS industrial basado en el producto de la concentración de los parámetros contaminantes por su precio unitario respectivo, parecería oportuno utilizar el tipo individualizado (ptas./m³) como medida resumen de la contaminación de cada industria²³. Sin embargo, la fórmula de cálculo del TS de 1999 no coincide exactamente con la de 1994 puesto que se introducen dos parámetros adicionales: el nitrógeno orgánico y amoniacal (N) y el fósforo total (P) (además de materias en suspensión, materias oxidables, sales solubles y materias inhibidoras). Por tanto, el tipo individualizado por TS al que está sujeto una industria en 1994 no es directamente comparable al calculado para 1999.

La solución adoptada ha consistido en escoger la concentración de las materias oxidables (MO) como indicador de la carga contaminante vertida por cada industria, fundamentalmente por dos razones. En primer lugar, porque la concentración de MO se calcula a partir de la *demanda química de oxígeno* (MO=DQO×2/3), parámetro analítico que suele considerarse suficientemente significativo de la contaminación de las aguas dado su carácter genérico²⁴. En segundo lugar, porque el parámetro MO es el que contribuye en mayor medida a la formación del tipo individualizado que se calcula para cada industria, al margen de los coeficientes correctores que pueden aplicarse. Es decir, si se calcula la siguiente expresión para cada una de las industrias que forman parte de la muestra:

²³ El tipo individualizado así obtenido es de hecho una combinación de los parámetros de contaminación establecidos por la legislación, de modo que: $t^i = \sum C_j^i \times P_j$, siendo C_j^i la concentración (unidades del parámetro j por m³) y P_j , el precio unitario legalmente fijado para cada parámetro (ptas./unidad) (ver detalle en la subsección 3.4.4).

²⁴ La *demanda química de oxígeno* es una determinación de la materia orgánica presente en una muestra oxidada en un medio ácido por el dicromato potásico. Se mide en mg/l.

$$\frac{C_{MO}^i \times P_{MO}}{(C_{MES}^i \times P_{MES}) + (C_{MO}^i \times P_{MO}) + (C_{SOL}^i \times P_{SOL}) + (C_{MI}^i \times P_{MI})}$$

se obtiene un valor medio igual a 0,62 (para 1994), valor creemos suficientemente elevado para tomar el parámetro MO como representativo de la carga contaminante vertida²⁵.

En consecuencia, la diferencia en la concentración de MO (unidades/m³) entre 1994 y 1999 se toma como indicador de la variación de carga contaminante en el período considerado. La siguiente tabla clasifica los establecimientos industriales según el valor positivo, nulo o negativo de dicha diferencia.

Tabla 6.10.-Submuestras según comportamiento contaminante de las industrias, entre 1994 y 1999

(MO ₉₄ -MO ₉₉) (mg/l)	Número de industrias
Reducen contaminación (valor >0)	165 (24%)
Mantienen contaminación (valor =0)	405 (59%)
Aumentan contaminación (valor <0)	114 (17%)
Total	684

Por tanto, según el criterio adoptado para medir la carga contaminante generada, un 24% de los establecimientos industriales de la muestra considerada reducen su contaminación entre los años 1994 y 1999.

²⁵ Esta solución se apoya también en las sugerencias realizadas por la Junta de Saneamiento durante la investigación, a través de las conversaciones mantenidas con el Sr. Oriol Figueras.

La Tabla 6.11 resume las principales características de cada una de las submuestras obtenidas. Cabe destacar, en primer lugar, que el conjunto de industrias que mantienen sus emisiones contaminantes es el que presenta rasgos más diferenciados. Por el contrario, las industrias que experimentan una variación de la contaminación, aumentándola o reduciéndola, tienen características similares especialmente en cuanto a consumo de agua y régimen laboral.

- En cuanto a los establecimientos que mantienen sus emisiones contaminantes, grupo mayoritario, tienen de media 87 trabajadores pero existe un importante porcentaje de empresas (40,2%) de menos de 20 trabajadores. Asimismo, la media de consumo de agua es igual a 27.976m³ en 1994, el menor valor si se comparan las tres submuestras consideradas²⁶. En cuanto a los datos tributarios, la media del TS para este grupo de empresas se sitúa en 58,59 ptas./m³ en 1994 y 78,48 ptas./m³ en 1999, teniendo en cuenta que su situación de contaminación (en términos de concentración de MO) es intermedia comparando las tres submuestras. Cabe recordar que el cálculo del TS se modifica en 1999 al introducirse dos nuevos parámetros de contaminación, por lo que aumenta el tipo impositivo aunque la empresa no haya modificado las características de su vertido. Por otra parte, es lógico que en esta submuestra el porcentaje de empresas que declaran tener fuentes propias de suministro sea comparativamente bajo (20,7%), ya que es el grupo que presenta un menor consumo de agua relativo.

²⁶ Aunque se presentan los datos de consumo para 1994 y 1999, hay que tomar con mucha cautela la evolución de esta variable entre dichos años. Cuando una empresa modifica las condiciones de producción, de tal modo que varían las características de contaminación generada, debe renovar su DCCV para demostrar los cambios realizados. Básicamente ello se traduce en una variación de los datos relativos a las características de las aguas residuales vertidas (concentración de los parámetros de contaminación). Sin embargo, la corrección de otros datos, como los relativos al consumo y utilización del agua o al número de trabajadores, es probable que no se produzca en todos los casos por tratarse de una información con carácter complementario que se solicita para contrastar los datos fundamentales en el cálculo del TS.

- Las empresas que varían su situación de contaminación, tanto para reducirla como para aumentarla, parten de niveles de consumo de agua más elevados respecto a la submuestra comentada en primer lugar (76.606m^3 y 65.178m^3 respectivamente). Predominan en ambos casos los establecimientos del tamaño 20 a 499 trabajadores y la media es 166 -correspondiente a la submuestra de los que reducen contaminación- y 98 -para los que aumentan contaminación-. Ambas submuestras se diferencian fundamentalmente en cuanto a la concentración de MO y, en consecuencia, en el valor del TS. Las empresas que reducen contaminación parten de un nivel de MO relativamente elevado en 1994 (1.283mg/l) y experimentan una reducción de más del 50%, con el correspondiente ahorro tributario para 1999 (el TS se reduce en un 46%). Por el contrario, las empresas que aumentan la contaminación parten de niveles de concentración de MO muy bajos (261mg/l) en 1994, pero sufren un aumento medio del 95% y del 57% en cuanto al TS.

Finalmente cabe señalar que alrededor del 70% de las empresas consideradas vierte sus aguas residuales a algún sistema de saneamiento. De hecho, en las cuencas de los ríos Besòs y Llobregat, la mayor parte de los vertidos tienen como destino sistemas de saneamiento. Por otro lado, el porcentaje de empresas situadas en municipios pertenecientes a la Entidad Metropolitana del Medio Ambiente es más elevado en la muestra de empresas que mantienen su situación de contaminación en el período considerado (58,8%).

En general, los sectores protagonistas de la reducción de la contaminación son el químico, metalúrgico-mecánica, alimentario y textil. Sin embargo, la composición sectorial es muy similar entre las submuestras (ver anexo 6.2).

Tabla 6.11.

Características	Submuestras según contaminación		
	Reducen N=165	Mantienen N=405	Aumentan N=114
<u>Consumo anual (m³)</u>			
Media 1994	76.606	27.976	65.178
Media 1999	67.626	28.086	57.640
Variación (%)	-11,7	+0,4	-11,6
<u>Trabajadores</u>			
Media 1999	166	87	98
Empresas <20 trab. (%)	23,6	40,2	22,8
Emp. 20-499 trab. (%)	72,7	56,8	75,4
Empresas ≥500 trab. (%)	3,6	3,0	1,8
<u>TS (ptas./m³)</u>			
Media 1994	112,35	58,59	41,66
Media 1999	60,52	78,48	65,51
Variación (%)	-46,1	+33,9	+57,2
<u>Factura TS (ptas)</u>			
Media 1994	5.372.537	1.044.840	2.089.095
Media 1999	2.288.616	1.221.361	2.891.951
Variación (%)	-57,4	+16,9	+38,4
<u>MO (mg/l)</u>			
Media 1994	1.283	562	261
Media 1999	405	562	508
Variación (%)	-68,5	0,0	+94,6
<u>Vertido (% empresas)</u>			
Cauce público	24,2	21,7	22,8
Sistema saneamiento	70,3	76,5	73,7
Mixto	5,5	1,7	3,5
<u>Fuentes prop.sumi. (% emp.)</u>	35,7	20,7	39,5
<u>Ámbito EMMA (% emp.)</u>	35,8	58,8	43,0

6.2.3. Correlación parcial entre TS y reducción de la contaminación

En esta subsección se realiza un ejercicio empírico que trata de probar la relación entre la contaminación reducida y una serie de variables explicativas, entre ellas, la magnitud del TS en ptas./m³. Por tanto, se trabaja con el conjunto de empresas que, según el criterio explicado en la subsección anterior, han reducido la contaminación entre 1994 y 1999 (N=165). *A priori* se espera que cuanto más elevado sea el valor del TS en ptas./m³, mayor sea la cantidad de contaminación reducida en términos de concentración de las materias oxidables.

La ecuación a estimar es la siguiente:

$$(MO94 - MO99)_j = \sum d_{ij} + \sum \alpha_i \cdot d_{ij} \cdot TRAB_j + \sum \beta_i \cdot d_{ij} \cdot TS_j + \sum \gamma_i \cdot d_{ij} \cdot CAUDAL_j + \delta_1 VERT_CAUCE_j + \delta_2 VERT_SISTEMA_j + \delta_3 POZOS_j$$

$$i = 11; \quad j = 165$$

Como variable dependiente representativa de la reducción de la contaminación se utiliza la diferencia en la concentración de MO entre 1994 y 1999. Como se ha justificado en la subsección 6.2.2, se trata de un parámetro suficientemente genérico para considerarse significativo de la carga contaminante reducida. Las variables independientes son el número de trabajadores, el TS en ptas./m³ y el caudal anual de agua utilizado (m³), todas ellas referidas al año inicial, es decir, 1994. Se incluyen, asimismo, 11 variables artificiales correspondientes a los distintos sectores industriales que componen la muestra y dos variables cualitativas. En concreto, una de las variables cualitativas recoge el *tipo de vertido*, que puede realizarse al cauce público, a sistema de saneamiento o combinar las dos opciones anteriores (mixto). Por tanto, al existir más de dos categorías, se introducen dos variables dicotómicas para cubrir los tres tipos de

situación de vertido. La otra variable cualitativa recoge el hecho de que la empresa tenga o no *fuentes propias de suministro* de agua y se incluye la correspondiente variable dicotómica. Se utiliza la información de estas dos variables cualitativas para 1999, ya que la propia Junta de Saneamiento la considera más fiable.

El método de estimación de los coeficientes de regresión que se ha empleado ha sido el de Mínimos Cuadrados Ordinarios (MCO) y nuevamente se ha corregido el problema de la heteroscedasticidad a través del procedimiento de White (1980). A continuación se presentan los resultados de la mejor especificación de la ecuación planteada que resulta ser la no logarítmica. Asimismo, en la presentación final se han omitido las variables cualitativas mencionadas al no resultar significativas y complicar innecesariamente la interpretación de los estimadores obtenidos.

**Tabla 6.12.-Resultados de la estimación:
análisis de la contaminación reducida**

VARIABLES	Estimador MCO	Error Estándar	T Robusta
Energía (d1)	-1,690	16,620	-0,102
1ª Transformación. Metales (d2)	812,378	3,507	231,610***
Minerales no metálicos (d3)	149,771	7,510	19,942***
Químico (d4)	47,914	186,428	0,257
D4TRAB	-0,366	0,814	-0,449
D4TS	8,484	1,669	5,081***
Metalúrgica. Mecánica (d5)	-365,944	146,864	-2,492**
D5TRAB	-0,129	1,182	-0,109
D5TS	8,716	2,201	3,959***
Material eléctrico. Electromecánica (d6)	453,565	148,724	3,049***
D6TRAB	-0,687	0,236	-2,916***
D6TS	-4,960	2,546	-1,948*
Automoción. Mecánica básica (d7)	131,135	223,592	0,586
D7TRAB	-0,108	0,113	-0,949
D7TS	-0,050	4,494	-0,011
Alimentario (d8)	78,005	194,191	0,402
D8TRAB	-0,074	0,443	-0,167
D8TS	5,554	0,868	6,401***
Textil. Confección. Curtidos (d9)	100,529	138,236	0,727
D9TRAB	-0,509	0,364	-1,400
D9TS	2,749	2,175	1,264
Madera (d10)	172,062	4,936	34,856***
Papel (d11)	-651,672	268,969	-2,423**
D11TRAB	0,813	1,102	0,737
D11TS	12,714	0,305	41,720***
TRAB	0,088	0,098	0,896
TS	0,639	0,017	36,757***
CAUDAL	2,04E-06	7,85E-05	0,026
R ²	0,89		
R ² ajustado	0,87		
SE	747,302		
F	43,630		

SE: error estándar de la regresión. Nivel de significación (***): 1%, (**):5%, (*):10%.

En primer lugar, cabe señalar que el valor del coeficiente de determinación ajustado igual a 0,87 es muy satisfactorio e indica que las variables recogidas en el modelo explican el 87% de la variación total. Asimismo, el valor del estadístico F (43,63) es superior al valor en tablas correspondiente.

En segundo lugar, en cuanto a las variables explicativas, es preciso comentar que para los sectores con muy pocas observaciones (energía, 1ª transformación-metales, minerales no metálicos y madera) no es operativo trabajar con los efectos cruzados *sector-TS* o *sector-trabajadores*. Por esta razón, en estos casos no aparecen tales efectos y, además, se hace necesario incluir la variable *número de trabajadores* y *TS* sin interaccionar.

A continuación, vamos a interpretar los coeficientes sectoriales referidos al TS, ya que su magnitud no debe considerarse de forma aislada sino respecto al valor medio (entendiendo como tal el coeficiente de TS sin interaccionar), por la razón anteriormente explicada. La reducción de la contaminación está correlacionada positivamente con la magnitud del TS en los siguientes sectores:

Tabla 6.13.

Sector	N	Corrección del Coeficiente sectorial Relativo al TS	Elasticidad respecto al TS (1)
Químico (d4)	55	$8,484 + 0,639 = 9,124$	1,166
Metalúrgica. Mecánica (d5)	20	$8,716 + 0,639 = 9,356$	1,196
Alimentario (d8)	22	$5,554 + 0,639 = 6,193$	0,792
Papel (d11)	12	$12,714 + 0,639 = 13,353$	1,707

(1) La elasticidad se calcula como producto de la pendiente ($=dY/dX$) por la razón (X/Y) , tomando los valores medios.

Es decir, para los sectores químico, metalúrgico-mecánica y papel la reducción de la contaminación es elástica, en términos medios, respecto al TS e inelástica en el caso del sector alimentario (0,792). Estos resultados son coherentes con el hecho de que el TS medio (ptas./m³) en el sector alimentario es el de menor importe respecto al resto de sectores citados (ver estadísticos descriptivos por sectores en anexo 6.2).

Por otra parte, se pone de manifiesto la no significatividad de las variables *número de trabajadores y volumen o caudal de agua consumido*. Una interpretación posible de este resultado es que es probable que dichas variables influyan en la toma de la decisión de descontaminar pero, en cambio, no sean determinantes en cuanto a la cantidad de emisiones reducidas. De hecho, el tamaño de la empresa puede favorecer situaciones tales como un mejor acceso a la información (por ejemplo, en cuanto a las ayudas públicas existentes a la reducción de la contaminación) o una mayor presión interna, por ejemplo, de los accionistas para llevar a cabo una política descontaminadora. Sin embargo, una vez tomada la decisión de reducir la contaminación, la magnitud de esta reducción creemos que va a depender fundamentalmente de factores de coste. Por un lado, el coste relativo de las distintas opciones reductoras de la contaminación disponibles para la empresa; por otro lado, el ahorro correspondiente en términos de la disminución de la factura por TS -determinado por el importe del tipo impositivo individualizado-.

Tabla A6.1.

Municipios de la provincia de Barcelona que forman la muestra total (*)

Abrera (2)	La Llagosta (11)	Sant Antoni de Vilamajor (1)
Argentona (3)	Lliçà de Vall (14)	Sant Boi de Llobregat (21)
Badalona (33)	Martorell (8)	Sant Climent de Llobregat (2)
Barberà del Vallès (34)	Martorelles (3)	Sant Cugat del Vallès (8)
Barcelona (130)	Mataró (16)	Sant Esteve Sesrovires (6)
Begues (2)	Mollet del Vallès (13)	Sant Fost de Campsentelles (5)
Cabrera (9)	Montgat (4)	Sant Joan Despí (10)
Canovelles (7)	Montornès del Vallès (1)	Sant Just Desvern (15)
Cardedeu (6)	Palau de Plegamans (19)	Sant Quirze del Vallès (9)
Castellbisbal (21)	Pallejà (2)	Santa Coloma de Cervelló (10)
Cerdanyola del Vallès (10)	El Papiol (4)	Santa Coloma de Gramanet (4)
Cornellà de Llobregat (11)	Parets del Vallès (4)	Santa Perpetua de Mogoda (23)
Dosrius (1)	Polinyà (14)	Terrassa (63)
Esparreguera (9)	Premià de Dalt (5)	Viladecans (8)
Esplugues de Llobregat (21)	Premià de Mar (2)	Vilassar de Dalt (5)
Les Franqueses del Vallès (1)	Ripollet (18)	Vilassar de Mar (1)
La Garriga (3)	Rubí (44)	
Gavà (2)	Sabadell (22)	
Granollers (34)	Sant Adrià del Besós (21)	
L'Hospitalet de Llobregat (27)	Sant Andreu de la Barca (15)	

(*) Entre paréntesis consta el número de establecimientos industriales.

Tabla A6.2.-Presencia de los sectores según ámbito

Sector	Ámbito Metropolitano (*)	Ámbito no Metropolitano	Núm. Empresas
Energía	80%	20%	5
Primera transformación. Metales	50%	50%	6
Minerales no metálicos	74%	26%	43
Químico	60%	40%	219
Metalúrgica. Mecánica	57%	43%	181
Material eléctrico. Electromecánica	52%	48%	25
Automoción. Mecánica básica	64%	36%	31
Alimentario	51%	49%	121
Textil. Confección. Curtidos	18%	82%	92
Madera	33%	67%	9
Papel	65%	35%	57
Otros	87%	13%	8
Total	54%	46%	797

(*) Pertenencia a la Entidad Metropolitana del Medio Ambiente.

Tabla A6.3.-Estadísticos descriptivos de las variables utilizadas en el análisis econométrico

Tabla A6.3.1.-Sector: Energía

Variable	Media	Desviación Estándar	Mínimo	Máximo
Caudal (m3/año)	180.058	178.274,55	28.000	400.000
Trabajadores	113	91,10	1	251
Precio global (ptas./m ³)	155,56	34,52	104,85	195,76
Tributo de saneamiento (ptas./m ³)	12,96	14,10	0,26	31,53

Tabla A6.3.2.-Sector: Primera transformación. Metales

Variable	Media	Desviación Estándar	Mínimo	Máximo
Caudal (m3/año)	8.007	10.652,33	1.500	29.500
Trabajadores	30	28,56	5	78
Precio global (ptas./m ³)	181,12	40,09	126,58	243,01
Tributo de saneamiento (ptas./m ³)	55,74	42,96	23,71	140,3

A6.3.3.-Sector: Minerales no metálicos

Variable	Media	Desviación Estándar	Mínimo	Máximo
Caudal (m3/año)	11,606	14.529,19	173	83.220
Trabajadores	42	68,09	3	362
Precio global (ptas./m ³)	174,18	58,52	101,90	366,64
Tributo de saneamiento (ptas./m ³)	41,86	57,05	0,35	266,57

Tabla A6.3.4.-Sector: Químico

Variable	Media	Desviación Estándar	Mínimo	Máximo
Caudal (m3/año)	13.971	25.796,62	143	192.000
Trabajadores	65	92,37	1	621
Precio global (ptas./m ³)	215,66	118,12	62,65	946,11
Tributo de saneamiento (ptas./m ³)	82,87	108,84	0,93	844,25

Tabla A6.3.5.-Sector: Metalúrgica. Mecánica

Variable	Media	Desviación Estándar	Mínimo	Máximo
Caudal (m3/año)	6.585	10.813,72	133	100.000
Trabajadores	41	82,99	1	900
Precio global (ptas./m ³)	195,25	99,049	98,73	1.045,75
Tributo de saneamiento (ptas./m ³)	65,82	90,93	5,04	882,00

Tabla A6.3.6.-Sector: Material eléctrico. Electromecánica

Variable	Media	Desviación Estándar	Mínimo	Máximo
Caudal (m3/año)	19.854	36.073,12	315	180.000
Trabajadores	146	172,02	7	702
Precio global (ptas./m ³)	162,12	40,93	108,77	266,52
Tributo de saneamiento (ptas./m ³)	36,70	18,13	4,11	80,24

Tabla A6.3.7.-Sector: Automoción. Mecánica básica

Variable	Media	Desviación Estándar	Mínimo	Máximo
Caudal (m3/año)	92.018	246.146,54	580	1.120.000
Trabajadores	650	1.554,6	1	7.691
Precio global (ptas./m ³)	171,09	45,79	59,68	299,38
Tributo de saneamiento (ptas./m ³)	31,84	12,35	1,74	60,14

Tabla A6.3.8.-Sector: Alimentario

Variable	Media	Desviación Estándar	Mínimo	Máximo
Caudal (m3/año)	25.697	69.605,85	150	590.591
Trabajadores	51	92,03	1	646
Precio global (ptas./m ³)	203,91	88,39	94,84	572,86
Tributo de saneamiento (ptas./m ³)	73,81	71,74	1,58	461,17

Tabla A6.3.9.-Sector: Textil. Confección. Curtidos

Variable	Media	Desviación Estándar	Mínimo	Máximo
Caudal (m3/año)	34.606	70.363,69	136	403.737
Trabajadores	43	55,05	1	257
Precio global (ptas./m ³)	170,20	81,11	82,60	771,26
Tributo de saneamiento (ptas./m ³)	69,35	76,09	5,36	671,19

Tabla A6.3.10.-Sector: Madera

Variable	Media	Desviación Estándar	Mínimo	Máximo
Caudal (m3/año)	447	375,01	158	1.326
Trabajadores	19	17,41	4	43
Precio global (ptas./m ³)	212,20	100,16	122,96	431,41
Tributo de saneamiento (ptas./m ³)	90,20	87,77	32,06	285,87

Tabla A6.3.11.-Sector: Papel

Variable	Media	Desviación Estándar	Mínimo	Máximo
Caudal (m3/año)	7.415	21.151,33	145	143.000
Trabajadores	57	71,29	1	310
Precio global (ptas./m ³)	259,84	347,49	114,42	2.140,13
Tributo de saneamiento (ptas./m ³)	126,80	341,75	11,55	1.970,69

Tabla A6.3.12.-Sector: Otras manufacturas

Variable	Media	Desviación Estándar	Mínimo	Máximo
Caudal (m3/año)	8.737	6.076,39	429	16.500
Trabajadores	55	50,165	2	142
Precio global (ptas./m ³)	215,53	55,56	166,98	336,69
Tributo de saneamiento (ptas./m ³)	66,53	79,31	2,75	246,48

**Tabla A6.4.-Municipios con esquema de tarifas
crecientes en bloques sin mínimo de consumo (A11)**

Tabla A6.4.1

<i>Red Aguas Ter-Llobregat</i>		
MUNICIPIOS CON ESQUEMA TARIFARIO A11	POBLACIÓN	TARIFA INDUSTRIAL DIFERENCIADA
Abrera	6.629	No
Alella	7.540	No
Barberà del Vallès	24.623	Sí
Cardedeu	10.467	No
Esparreguera	14.188	Sí
Lliçà de Vall	4.312	Sí
Mollet del Vallès	43.502	Sí
Montornès del Vallès	11.573	No
Parets del Vallès	12.292	Sí
Premià de Mar	25.300	No
Sabadell	188.386	Sí
Sta.Perpètua de Mogoda	17.603	Sí
Terrassa	162.327	Sí
Tiana	5.168	No
Vilassar de Dalt	7.224	No
Vilassar de Mar	14.631	No
Municipios ámbito AGBAR	2.718.154	Sí
Badalona	217.983	
Barcelona	1.614.571	
Begues	2.799	
Castelldefels	36.647	
Cerdanyola del Vallès	50.235	
Cornellà de Llobregat	83.287	
Esplugues de Llobregat	48.244	
Gavà	37.953	
Hospitalet de Llobregat, l'	262.501	
Montgat	7.809	
Pallejà	6.994	
Papiol, el	3.478	
Sant Adrià de Besòs	34.361	
Sant Boi de Llobregat	79.737	
Sant Climent de Llobregat	2.443	
Sant Joan Despí	27.013	
Sant Just Desvern	13.553	
Sta.Coloma de Cervelló	3.242	
Sta.Coloma de Gramanet	129.751	
Torrelles de Llobregat	3.043	
Viladecans	52.510	

Tabla A6.4.2.-Esquema de tarifas A11: parte fija

MUNICIPIOS CON ESQUEMA TARIFARIO A11	CUOTA FIJA SERVICIO			Conservación Contadores Ptas./mes
	Número (1)	Importe (ptas./mes)		
		Mínimo	Máximo	
Abdera	4	591	3.847	No
Alella	1	215	215	52-510 (2)
Barberà del Vallès	7	2.198	28.797	No
Cardedeu	1	437	437	No
Esparreguera	2	353	696	35
Lliçà de Vall	1	500	500	No
Mollet del Vallès	10	230	10.745	No
Montornès del Vallès	1	317	317	No
Parets del Vallès	1	360	360	No
Premià de Mar	1	386	386	45
Sabadell	9	2.032	81.290	No
Sta.Perpètua de Mogoda	9	1.842	73.663	No
Terrassa	9	2.419	53.501	No
Tiana	1	239	239	60-187 (2)
Vilassar de Dalt	1	168	168	30-373 (2)
Vilassar de Mar	6	175	3.176	60
Municipios ámbito AGBAR	18	617	2.311.389	No

(1) Cuando hay más de una cuota fija, ésta varía según el diámetro de contador.

(2) Valores mínimo y máximo.

Tabla A6.4.3.-Esquema de tarifas A11: parte variable

MUNICIPIOS CON ESQUEMA TARIFARIO A11	Nº Bloques	Precio 1 Pta/m ³	Limite bloq.1 m ³ /mes	Precio 2 Pta/m ³	Limite bloq.2 m ³ /mes	Precio 3 Pta/m ³	Limite bloq.3 m ³ /mes	Precio 4 pta/m ³	Publ/Precio 1 (3)
Abdera	2	32,79	45(1)	59,03					1,80
Alella	3	36,20	15	61,30	30	107,70			2,98
Barberà del Vallès	3	45,36	100(2)	66,80	1000(2)	85,00			1,87
Cardedu	2	35,00	6	67,60					1,93
Esparreguera	2	44,00	15	82,50					1,88
Lliçà de Vall	3	80,00	10	130,00	20	180,00			2,25
Mollet del Vallès	3	42,37	50(1)	53,41	1000(1)	71,79			1,69
Montornès del Vallès	3	36,00	26(1)	85,60	54(1)	175,00			4,86
Parets del Vallès	3	35,00	10	70,00	30	88,00			2,51
Premià de Mar	3	16,00	10	28,60	20	100,30			6,27
Sabadell	2	48,75	Variable	71,31					1,46
Sta.Perpètua de Mogoda	2	52,73	Variable	79,21					1,50
Terrassa	2	82,45	Variable	85,57					1,04
Tiana	2	56,10	10	69,70					1,24
Vilassar de Dalt	4	40,00	10	61,80	20	84,80	30	110,00	2,75
Vilassar de Mar	3	27,83	10	65,00	20	137,39			4,94
Municipios ámbito AGBAR	2	82,64	Variable	119,05					1,44

(1) m³ referidos a periodo trimestral

(2) m³ referidos a periodo bimestral

(3) Pub = precio del último bloque

Tabla A6.5.-Municipios con esquema de tarifas proporcionales sin mínimo de consumo (A2)

Tabla A6.5.1

<i>Red Aigües Ter-Llobregat</i>		
MUNICIPIOS CON ESQUEMA TARIFARIO A2	POBLACIÓN	TARIFA INDUSTRIAL DIFERENCIADA
Argentona	8.627	Sí
Cabrera	3.277	Sí
Canovelles	13.506	Sí
Castellbisbal	5.864	Sí
Dosrius	2.203	Sí
Garriga, la	10.287	Sí
Granollers	53.225	Sí
Martorell	17.493	Sí
Mataró	102.137	Sí*
Premià de Dalt	7.555	Sí
Ripollet	28.622	Sí
Sant Cugat del Vallès	44.956	Sí
Sant Esteve Sesrovires	3.422	Sí
Sant Quirze del Vallès	10.262	Sí

* Tarifa para suministros "no domésticos"

Tabla A6.5.2.-Esquema de tarifas A2: parte fija

MUNICIPIOS CON ESQUEMA TARIFARIO A2	CUOTA FIJA SERVICIO			Conservación Contadores Ptas./mes
	Número (1)	Importe (ptas./mes) Mínimo Máximo		
Argentona	1	2.900	2.900	No
Cabrera	1	268	268	31-373
Canovelles	1	272	272	30
Castellbisbal	1	802	802	No
Dosrius	1	739	739	39-74
Garriga, la	1	544	544	97
Granollers	1	214	214	51-320
Martorell	20	724	1.456.895	56-5.867
Mataró	11	770	55.832	No
Premià de Dalt	1	186	186	40-391
Ripollet	10	231	286.803	58-939
Sant Cugat del Vallès	11	666	68.056	71-3.000
Sant Esteve Sesrovires	4	709	13.047	No
Sant Quirze del Vallès	0	0	0	51

(1) Cuando hay más de una cuota fija, ésta varía según el diámetro de contador.

Tabla A6.5.3.-Esquema de tarifas A2: parte variable

MUNICIPIOS CON ESQUEMA TARIFARIO A2	Precio Ptas./m³ A	Precio con Inversión B
Argentona	55,00	55,00
Cabrera	69,10	69,10
Canovelles (1)	104,50	117,68
Castellbisbal (2)	71,69	73,76
Dosrius	71,00	71,00
Garriga, la (3)	142,20	156,93
Granollers (4)	81,10	82,86
Martorell	40,73	40,73
Mataró	61,40	61,40
Premià de Dalt	73,00	73,00
Ripolllet (5)	36,68	47,68
Sant Cugat del Vallès (6)	91,42	101,12
Sant Esteve Sesrovires	103,90	103,90
Sant Quirze del Vallès	74,10	74,10
Media	76,84	80,59

Notas referidas a la columna A:

- (1) No incluye recargo para financiación de mejoras en alta realizadas por ATLL de 13,18 ptas./m³.
- (2) No incluye el complemento de tarifa de red básica de 2,07 ptas./m³.
- (3) No incluye recargo para financiación de mejoras en alta realizadas por ATLL de 14,73 ptas./m³.
- (4) No incluye recargo para financiación compra de pozos de 1,76 ptas./m³.
- (5) No incluye el complemento de tarifa de red básica de 11,00 ptas./m³.
- (6) No incluye el complemento de tarifa de red básica de 9,70 ptas./m³.

Tabla A6.6.-Municipios con esquema de tarifas en bloques crecientes con mínimo de consumo (B1)

Tabla A6.6.1

<i>Red Aigües Ter-Llobregat</i>		
MUNICIPIOS CON ESQUEMA TARIFARIO B1	POBLACIÓN	TARIFA INDUSTRIAL DIFERENCIADA
Caldes d'Estrac	1.652	No
Franqueses del Vallès, les	10.768	No
Llagosta, la	11.662	Si
Martorelles	5.041	Si
Palau de Plegamans	9.539	No
Polinyà	3.904	Si
Roca del Vallès, la	6.502	Si
Rubí	53.100	Si
Sant Fost de Campsentelles	5.612	Si
Sant Vicenç de Montalt	2.091	No

Tabla A6.6.2

MUNICIPIOS CON ESQUEMA TARIFARIO B1	Mínimo Consumo m ³ /mes	Número Bloques	Precio 1 Pta/m ³	Límite bloq.1 m ³ /mes	Precio 2 Pta/m ³	Límite bloq.2 m ³ /mes	Precio 3 Pta/m ³	Pub/Precio 1 (3)
Caldes d'Estrac	15	3	51,4	15	77,8	30	113,9	2,22
Franquesses del Vallès, les	10	3	27,00	10	67,90	30	185,60	6,87
Llagosta, la	20	2	136,20	20	195,60			1,44
Martorelles (1)	Variable	2	64,70	Variable	108,60			1,68
Palau de Plegamans (I)	15	3	48,20	15	132,80	30	226,30	4,70
Palau de Plegamans (II)	15	3	54,80	15	142,50	30	264,10	4,82
Polinyà	50(2)	2	71,20	50(2)	128,80			1,81
Roca del Vallès, la	10	2	50,00	20	100,00			2,00
Rubi	Variable	2	84,50	Variable	86,50			1,02
Sant Fost de Campsentelles	Variable	2	97,80	Variable	151,90			1,55
Sant Vicenç de Montalt	7	3	61,60	7	72,50	14	97,90	1,59

(1) Hay una tarifa para grandes consumidores igual a 49,6 ptas./m³.

(2) m³ referidos a período trimestral.

(3) Pub = precio del último bloque.

**Tabla A6.1.-Composición sectorial de las submuestras
según comportamiento contaminante
(% de industrias)**

Sector	Reducen N=165	Mantienen N=405	Aumentan N=114
Energía	1,2	0,7	3,5
1ª transformación. Metales	0,6	1,7	1,8
Minerales no metálicos	1,2	6,7	3,5
Químico	33,3	31,4	37,7
Metalúrgica. Mecánica	12,1	21,5	13,2
Mat.eléctrico. Electromecánica	3,0	3,7	2,6
Automoción. Mecánica básica	4,2	2,7	3,5
Alimentario	13,3	12,1	8,8
Textil. Confección. Curtidos	23,0	12,6	19,3
Madera	0,6	0,0	0,0
Papel	7,3	5,7	5,3
Otras manufacturas	0,0	1,2	0,9
Total	100	100	100

Tabla A6.2.-Estadísticos descriptivos relativos a la muestra de industrias que reducen la contaminación (principales sectores)

A6.2.1.-Sector: Químico

	<i>Mínimo</i>	<i>Máximo</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. típ.</i>
Nº de trabajadores 94	1	677	131,45	132,30
TS94	14,73	582,00	118,8838	116,7967
TS99	4,89	2139,96	88,3358	284,1092
Caudal 94	200	333828	47118,45	76477,27
MO94	114	7781	1623,44	1647,77
MO99	23	3596	527,25	612,55
MES94	3	4893	376,06	708,93
MES99	8	507	155,19	123,91
SOL94	0	41121	7183,78	9971,45
SOL99	0	36000	5287,64	6911,45
MI94	0	1280	68,92	230,65
MI99	0	640	18,26	85,99
Variación de MO	2	7581	1096,18	1446,23
N válido (según lista)	55			

A6.2.2.-Sector: Metalúrgica. Mecánica

	<i>Mínimo</i>	<i>Máximo</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. típ.</i>
Nº de trabajadores 94	3	520	88,95	123,95
TS94	3,94	609,73	129,0270	163,3123
TS99	6,22	139,10	41,3150	29,8157
Caudal 94	168	189738	20346,20	41845,68
MO94	37	6723	1059,15	1846,35
MO99	19	660	221,50	164,13
MES94	30	2888	397,20	630,80
MES99	14	338	123,55	105,42
SOL94	58	28840	6232,75	8334,76
SOL99	72	9586	2899,50	2323,54
MI94	0	448	48,74	107,31
MI99	0	160	12,59	35,36
Variación de MO	12	6281	837,65	1778,54
N válido (según lista)	20			

A6.2.3.-Sector: Alimentario

	<i>Mínimo</i>	<i>Máximo</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. típ.</i>
Nº de trabajadores 94	4	535	164,91	178,70
TS94	4,89	368,18	109,7227	79,2452
TS99	6,46	148,94	61,2968	40,1172
Caudal 94	336	3100000	254358,14	674733,42
MO94	220	3248	1187,45	714,76
MO99	47	802	427,05	257,76
MES94	44	2483	654,68	592,62
MES99	19	769	263,82	202,12
SOL94	205	18570	4052,86	4268,27
SOL99	400	18000	4338,73	3629,19
MI94	0	40	7,82	11,69
MI99	0	38	5,12	9,21
Variación de MO	55	2506	760,41	619,00
N válido (según lista)	22			

A6.2.4.-Sector: Textil. Confección. Curtidos

	<i>Mínimo</i>	<i>Máximo</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. típ.</i>
Nº de trabajadores 94	6	412	58,13	82,43
TS94	26,26	300,00	76,2297	54,5517
TS99	14,47	132,37	49,6511	25,7117
Caudal 94	196	207845	53254,45	53985,05
MO94	180	1764	749,55	444,11
MO99	48	1024	415,05	241,97
MES94	10	2560	230,21	435,66
MES99	6	450	92,21	80,85
SOL94	591	100645	9286,89	16796,09
SOL99	225	12000	4562,58	3112,96
MI94	0	180	14,70	29,84
MI99	0	20	4,73	5,48
Variación de MO	22	1657	334,50	364,83
N válido (según lista)	38			

A6.2.5.-Sector: Papel

	<i>Mínimo</i>	<i>Máximo</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. típ.</i>
Nº de trabajadores 94	17	310	110,67	101,43
TS94	17,20	1773,21	261,2525	492,1551
TS99	8,20	172,18	49,6767	47,8076
Caudal 94	580	143000	28091,33	41204,66
MO94	120	24101	3326,00	6702,11
MO99	84	1200	389,31	334,00
MES94	9	2655	580,58	767,31
MES99	10	200	105,58	64,34
SOL94	122	11088	2960,33	3345,68
SOL99	660	10000	3460,17	2808,65
MI94	0	40	8,96	12,21
MI99	0	67	7,91	18,81
Variación de MO	10	23432	2936,69	6562,81
N válido (según lista)	12			

CONCLUSIONES

El propósito de esta tesis ha sido analizar las posibilidades de los tributos como instrumento para el control de la contaminación de las aguas de origen industrial. Dichas posibilidades se manifiestan en el modo como los tributos influyen en el comportamiento del sector industrial y, en particular, en la toma de decisiones de producción que tienen consecuencias directas o indirectas sobre la calidad de los vertidos resultantes.

El soporte teórico del análisis económico de la contaminación es doble. En primer lugar, se apoya en la teoría de los fallos del mercado y, en concreto, en la *teoría de las externalidades*. Este enfoque pone el énfasis en las consecuencias que una situación con presencia de externalidades tiene sobre la eficiencia de un sistema económico. En segundo lugar, dicho análisis se sustenta en la *teoría de los derechos de propiedad*, que muestra la relación entre el marco institucional que regula los procesos de intercambio en una economía y la identificación, en nuestro caso, de los problemas ambientales que se producen en la misma.

La discusión teórica en torno al concepto de externalidad ha dado lugar a numerosos intentos de definición que tratan de capturar distintos matices del mismo (Arrow, 1970; Baumol y Oates, 1988; Meade, 1973; Mishan, 1971). En general, la contaminación se cataloga como una externalidad negativa o aquella situación en la que la actividad del contaminador provoca una pérdida de bienestar a otros agentes, sin que exista ningún mecanismo de compensación a terceros por soportar esos costes no deseados. En el caso concreto de la contaminación de las aguas de origen industrial destacan dos aspectos que la hacen especialmente relevante: uno, la variabilidad que caracteriza a los vertidos debido a que los procesos productivos son evolutivos y cambiantes a lo largo del tiempo; dos, la

complejidad a la hora de instrumentar soluciones puesto que las partes implicadas son un importante factor de crecimiento económico.

Por su parte, la teoría de los derechos de propiedad, cuyo punto de partida es el artículo de Coase (1960), plantea porqué el contaminador no toma en consideración todos los efectos de su actividad, incluyendo el daño ambiental o, alternativamente, porqué no tiene que pagar por el uso del medio ambiente. El resultado consiste en destacar la importancia de los factores institucionales tales como los *costes de transacción* y el *sistema de derechos de propiedad* vigentes en una sociedad. Dichos factores influyen en las posibilidades de intercambio y, por tanto, de *internalización* de los efectos que de otro modo se producirían al margen del sistema de precios.

El debate teórico en relación con las raíces del problema de las externalidades conduce a recomendar un planteamiento de la política ambiental de amplias miras, tratando de tener en cuenta todos los aspectos relevantes que se derivan del mismo.

A partir de esta premisa, es obvio que el diseño concreto de una política ambiental pasa, en primer lugar, por la determinación de unos objetivos relativos a la contaminación y, en segundo lugar, la selección de los instrumentos para alcanzar tales objetivos. En este sentido, los tributos constituyen un mecanismo de intervención con una potencialidad importante que se sustenta en distintos argumentos teóricos.

Frente a la regulación, previsiblemente los tributos pueden conseguir una asignación eficiente de la reducción de la contaminación entre los agentes emisores. Asimismo, los tributos proporcionan un incentivo permanente a la innovación en cuanto al desarrollo de nuevos métodos de control de las emisiones

contaminantes. Al trasladar a la empresa la decisión sobre el modo como reaccionar a las exigencias de los objetivos ambientales, parece que los tributos están menos expuestos al fallo en la intervención pública. Adicionalmente, la obtención de recaudación constituye una ventaja adicional.

La comparación teórica entre impuestos y subsidios insiste en las consecuencias de ambos sobre las decisiones de las empresas en el largo plazo. Al rentabilizar la situación de ciertas empresas contaminadoras, que de otro modo no lo serían, el subsidio (por unidad de contaminación reducida) puede favorecer un aumento de la contaminación global al reducirse la tasa de salida de empresas de la industria. Por otro lado, la lógica de este instrumento choca con la idea del principio "quien contamina paga" adoptado como guía de la política ambiental actual.

La discusión entre el uso alternativo de impuestos *versus* permisos negociables tiene unos resultados teóricos más ambiguos. Sin embargo, a partir de la experiencia práctica en este sentido, se constata la complejidad de poner en marcha, de forma generalizada, el mecanismo de mercado asociado a los permisos negociables. Por otro lado, la imposición ambiental se presenta como una posibilidad de reforma de los sistemas fiscales tradicionales en búsqueda de una mayor eficiencia.

La atención se ha centrado, a continuación, en el análisis del diseño impositivo con intencionalidad ambiental planteado como una secuencia de decisiones públicas básicamente ligadas al criterio de *eficiencia* y, en menor medida, al criterio de *equidad* que se toman en un contexto de segundo óptimo. La elección entre impuestos que gravan directamente las emisiones contaminantes o impuestos sobre productos, basados en la readaptación de la imposición indirecta tradicional al argumento ambiental, constituye un primer eslabón. En esta fase, es

fundamental establecer el mejor *vínculo* posible entre el objeto gravable y la contaminación sobre la que se pretende incidir, con la restricción de que los costes administrativos deben ser asumibles.

El diseño de un impuesto ambiental plantea, asimismo, la cuestión de los usos a los que alternativamente puede destinarse la recaudación del mismo. La *afectación* de la recaudación a una finalidad de gasto específica es percibida como una fuente potencial de ineficiencia, debido a posibles desajustes entre los ingresos recaudados y la necesidad de gasto a lo largo del tiempo (Musgrave y Musgrave, 1989). Sin embargo, en la práctica, puede contribuir a que las medidas impositivas propuestas tengan mayor aceptación social, al clarificarse la relación entre el impuesto y el gasto que se financia. Alternativamente, la *teoría del doble dividendo* encuentra en los impuestos ambientales posibilidades de aumentar la eficiencia global del sistema impositivo (Pearce, 1991). La recaudación, en este caso, se destina a reducir el gravamen de impuestos tradicionales distorsionantes, como impuestos sobre la renta o cotizaciones sociales. Además del beneficio ambiental esperado en términos de reducción de la contaminación -primer dividendo- se añadiría una ganancia de eficiencia a través de la reducción del exceso de gravamen del sistema -segundo dividendo. Existe una discusión teórica importante que trata de contrastar el cumplimiento de la hipótesis del doble dividendo en sus distintas interpretaciones. Una cuestión clave en esta discusión es si la introducción del impuesto ambiental genera nuevas distorsiones en los distintos mercados de la economía. Asimismo, cuanto más efectivo sea el diseño del impuesto ambiental en su papel incentivador, menos posibilidades existen de que la recaudación sustituya parcialmente otros impuestos distorsionantes debido al denominado *efecto erosión de la base imponible*.

Aunque la prioridad de los tributos ambientales sea la internalización de los efectos externos manifestados en la contaminación, el análisis de sus

consecuencias en el terreno de la equidad es fundamental para favorecer la aceptación social de estas figuras. La utilización intensiva de la opción fiscal con fines ecológicos genera la necesidad de *compatibilizar* los principios impositivos tradicionales con los principios de la lógica ambiental. En este sentido, existe un paralelismo entre los principios ambientales "quien contamina paga" y de igualdad de carga, por un lado, y los principios fiscales de generalidad así como el de capacidad de pago, por otro lado. Sin embargo, la relación entre los principios ambientales y los principios fiscales es conflictiva porque no todos los contribuyentes contaminan significativamente el medio ambiente y porque, en general, la capacidad económica no se corresponde con la "capacidad contaminadora".

Los *costes de transición* asociados a un programa impositivo son los costes de ajuste de un estado de calidad ambiental a otro, ajuste que con gran probabilidad tendrá lugar a través de una reducción del nivel de output del sector industrial. Los costes *permanentes* se refieren a los costes de mantenimiento de un estado determinado de calidad ambiental en el largo plazo y se relacionan con la variación en la estructura de los precios de los bienes y servicios que va a tener una incidencia concreta por categorías de renta. En el diseño de tributos ambientales cabe tener en cuenta la magnitud y distribución de ambos costes y, si es necesario, plantear las *políticas de compensación* oportunas. Dichas políticas pueden llevarse a cabo a través de la reasignación de la recaudación por impuestos ambientales (por ejemplo, a través de transferencias de suma fija), para "neutralizar" sus efectos regresivos. Sin embargo, otra posibilidad consiste en instrumentar un trato fiscal discriminatorio a través del diseño de tipos impositivos no uniformes, buscando una mayor aceptación social de los impuestos ambientales.

Finalmente, el procedimiento de diseño de los tributos ambientales debe tener en cuenta cuál es el punto de partida del sistema fiscal para evaluar las posibilidades de encaje del argumento ambiental en el mismo. En este sentido, el concepto de *reforma fiscal verde* se refiere a la idea de asociar los objetivos de cambio fiscal y regulación ambiental, proceso que admite distintas intensidades (OCDE, 1997a). Un primer grado consistiría en la extensión del campo del sistema fiscal para incluir ciertos impuestos ambientales, por ejemplo, en los ámbitos de residuos sólidos y vertidos líquidos. Un segundo grado exigiría la modificación de algunos de los impuestos tradicionales buscando su coherencia ambiental. La introducción de una reforma global del sistema impositivo sería el tercer grado o grado máximo de reforma. Por otra parte, es importante considerar el contexto gubernamental más o menos centralizado / descentralizado donde va a producirse la reforma ambiental. Este punto adquiere una especial importancia cuando se pretende incidir, desde el sector público, en problemas ambientales que trascienden las fronteras de dos o más naciones. Las *externalidades ambientales internacionales* plantean el problema de la ausencia de un espacio político soberano, capaz de instrumentar las acciones oportunas para internalizar tales efectos.

El procedimiento teórico descrito constituye un conjunto de recomendaciones para alcanzar el mejor diseño posible de los tributos ambientales, de acuerdo con los objetivos a alcanzar. Otro nivel consiste en examinar la experiencia práctica de aplicación de tributos ambientales, en el ámbito concreto de la contaminación de las aguas que nos ocupa. Previamente, es importante señalar tres aspectos que caracterizan la tributación sobre el recurso agua. En primer lugar, su encaje en algún punto del llamado *ciclo integral* del recurso. En segundo lugar, su vinculación a la financiación de las infraestructuras necesarias en cada fase de dicho ciclo. En tercer lugar, la tendencia manifestada a gravar al

usuario final del agua como beneficiario directo o indirecto de las distintas infraestructuras.

En el caso español, es importante destacar el hecho de que la tributación ambiental sobre las aguas se ha desarrollado fundamentalmente desde el nivel de las haciendas autonómicas, a través de la posibilidad de crear sus propios tributos. Cataluña, en concreto, ha sido la comunidad autónoma pionera en la aplicación de impuestos sobre vertidos líquidos, a través de la creación del *Tributo de Saneamiento* (TS) de las aguas residuales, a partir de 1981.

El TS catalán se define como una exacción de carácter finalista y redistributivo, cuya recaudación se asigna a la financiación de los costes de inversión y de explotación correspondientes a las infraestructuras necesarias para la prestación del servicio de saneamiento de las aguas, en el territorio de Cataluña. Constituye el hecho imponible el consumo potencial o real de agua de toda procedencia, por razón de la contaminación que puede producir. El tributo grava tanto a los usuarios domésticos como industriales del agua. Sin embargo, puede afirmarse que la estructura del tributo es considerablemente distinta en uno y otro caso. En el caso doméstico, puede interpretarse que el TS adopta la forma de un impuesto indirecto sobre el consumo de agua (34,56 ptas./m³ en 1999), con un vínculo imperfecto entre la base imponible -el consumo de agua- y las emisiones contaminantes que se pretenden reducir. El TS industrial, al tomar en consideración la contaminación en su estructura, es de hecho un impuesto sobre emisiones, cuya importancia se refleja en la magnitud del tipo de gravamen calculado para cada industria. Este *tipo impositivo individualizado* se obtiene a partir de una función polinómica donde intervienen los parámetros de contaminación establecidos por la legislación (unidades correspondientes/m³), ponderados con los precios unitarios aprobados para cada parámetro (ptas./unidad). El conjunto de parámetros considerado incluye las materias

oxidables, las materias en suspensión, las sales solubles, las materias inhibidoras y, desde 1999, el nitrógeno orgánico y amoniacal y el fósforo total.

La valoración del TS industrial de Cataluña es globalmente positiva, si se atiende a los principales criterios para juzgar su intencionalidad ambiental, así como otros criterios deseables en general para el sistema impositivo. En cuanto a la valoración concreta de su papel incentivador, cuando la base imponible viene constituida por el volumen de agua corregido por las concentraciones de los parámetros contaminantes, cabe destacar las siguientes conclusiones:

A. Incentivo a la reducción de la contaminación:

- Todo depende de las opciones disponibles para la empresa y de su coste relativo (reducción del output, cambio en el proceso productivo, relocalización, etc.), frente al impuesto. En último término, la respuesta está limitada por las alternativas tecnológicas existentes en el mercado.
- Suponiendo que las decisiones relativas a cada parámetro de contaminación sean hasta cierto punto separables, es lógico esperar que la industria actúe sobre el elemento contaminante que más participación tenga en el coste total por TS, habitualmente las materias oxidables.
- Dado que el tipo impositivo doméstico actúa como restricción mínima para el grupo de industrias que vierten a red pública de saneamiento, a partir de cierto punto las actuaciones descontaminadoras de estas industrias no se verán compensadas por una disminución de su tipo impositivo en ptas./m³.

B. Incentivo a la reducción del consumo:

- La pertenencia a determinados sectores o subsectores de actividad es fuertemente decisiva en cuanto a las posibilidades de reducir el uso de agua.
- Todo depende de las posibilidades tecnológicas de ahorro y de reutilización del recurso así como de su coste relativo.
- Los límites legales que determinan las condiciones deseables de vertido se expresan en unidades de contaminación por litro. Por tanto, cuanto más "diluida" esté la contaminación mejor, lo que podría generar el incentivo perverso a incrementar el consumo de agua.
- Una disminución del consumo de agua no sólo causa ahorro en términos del importe del TS, sino también a través de la reducción del resto de conceptos tributarios implicados en la factura del agua (tasa de suministro más otros tributos), por lo que esta opción resultaría *a priori* más atractiva que reducir la contaminación.

Asimismo, la eficacia final del TS industrial depende, en último término, de la proporción que éste representa sobre los costes totales asociados al input agua, así como de la importancia de estos últimos con respecto a los costes totales de cada empresa. En este sentido, la aplicación del TS a partir de la contaminación generada ha contribuido al aumento del gravamen y, en consecuencia, al incremento del precio medio del agua. Este efecto es importante al influir directamente en el grado de elasticidad de la demanda de agua, a menudo calificada de inelástica debido a la política de precios subvencionados que se practica. Como precio por la contaminación, el TS muestra aún una importante potencialidad en cuanto al nivel de los tipos impositivos alcanzables. Sin embargo,

futuros aumentos del impuesto deberían tener en cuenta las diferencias sectoriales en cuanto a estructura de demanda de agua así como del vertido de la misma, para mejorar la equidad del tributo.

Otras Comunidades Autónomas han seguido el ejemplo de Cataluña estableciendo cánones de saneamiento con una estructura muy similar al catalán, aunque con algunas características técnicas diferenciadoras, especialmente en el modo como se grava la contaminación. En cuanto a la experiencia comparada con otros países europeos destacan los tributos sobre la contaminación del agua de Alemania, Francia y Holanda.

Tras el análisis aislado de los tributos ambientales sobre el agua, se concluye que aunque tengan como principal objetivo la reducción de la contaminación, su diseño no puede desvincularse de la variable *consumo de agua*. A pesar de que, en la práctica, la política de gestión ambiental del agua -control de la contaminación- a menudo se desarrolla de forma separada de la política de gestión económica -control de precios-, ambas están fuertemente relacionadas. En concreto, la política de tarifas por el servicio de suministro, de competencia local, juega un papel importante junto con el resto de tributos que se aplican sobre el volumen de agua -ambientales o no ambientales- en la configuración del precio global del recurso.

En el diseño de la política de tarifas de suministro entran en consideración factores de oferta, tales como los rasgos de monopolio natural del servicio. En este caso, se plantea el problema de la insuficiente cobertura de costes si el monopolista produce en el nivel eficiente, es decir, donde el *precio iguala el coste marginal -first best-*, siendo necesario subvencionar las pérdidas correspondientes. La alternativa es el comportamiento guiado por la *igualación del precio al coste medio -second best-* que conlleva una pérdida de eficiencia de mayor o menor

magnitud, según la posición y pendiente de las curvas de demanda y costes correspondientes.

Planteado este dilema, se cuestiona si la intervención del sector público es siempre necesaria para regular una presunta situación de monopolio natural. Para responder a esta cuestión son decisivos los siguientes aspectos:

- ¿Existe realmente un monopolio natural o cabe la posibilidad de introducir competencia dentro del mercado?
- ¿Cuál es la pérdida de eficiencia del *second best* relativa al *first best*?
- ¿Puede generarse competencia para entrar en ese mercado?

No existe, sin embargo, un consenso generalizado en cuanto a clasificar la industria del agua como un caso de monopolio natural, aunque se tratara de un monopolio *local* o *regional* debido a los altos costes de conducir el agua en largas distancias. Pero, en la práctica, la política de tarifas por el servicio de suministro adopta fórmulas de *discriminación de precios* que se interpreta que son una vía para conseguir mayor eficiencia, en un contexto donde no es aceptable seguir el comportamiento que *igualar el precio al coste medio*.

Es particularmente importante en el caso del agua, la *discriminación de precios de segundo grado*, situación en la que el precio unitario varía con la cantidad adquirida del bien. La tarifa de dos partes y las tarifas multibloque constituyen ejemplos de este tipo de discriminación. En particular, las tarifas diseñadas en bloques crecientes, donde el precio marginal aumenta según tramos de consumo, plantean la cuestión de cómo va a tener lugar la percepción del precio por parte del consumidor. Dicha cuestión es importante, desde un punto de vista empírico, para definir qué concepto de precio debe tenerse en cuenta en la función de demanda de agua, es decir, cuál es el precio relevante.

La literatura empírica ha revisado extensamente la cuestión del *precio relevante* en modelos de demanda de agua y de electricidad. Se distinguen los modelos que consideran el comportamiento del consumidor con información perfecta y los modelos que relajan este supuesto. Con información perfecta, el consumidor es consciente del esquema de precios al que se enfrenta y, en consecuencia, es capaz de reaccionar al verdadero precio marginal (Taylor, 1975; Nordin, 1976). En ese caso, la aplicación de tarifas multibloque influye en el consumidor a través de generar un efecto renta, derivado de la existencia de precios intramarginales y/o de cuota fija de servicio. Ambos elementos determinan la divergencia entre el precio medio y el precio marginal. Por el contrario, en los modelos que suponen información imperfecta, las tarifas multibloque afectan directamente a la percepción del precio por parte del consumidor, por lo que se plantea como incógnita cuál es el precio relevante en la función de demanda (Shin, 1985; Nieswiadomy y Molina, 1991).

Otro enfoque empírico distinto es el que se centra en la consideración del agua como input, destacando en este sentido las aportaciones de Renzetti (1992 y 1999). Este autor considera la utilización del agua a través de cuatro sub-inputs: la obtención del agua inicial, el tratamiento del agua previo a su utilización en el proceso productivo, el grado de reciclaje interno del recurso y la cantidad-calidad del vertido final. La estimación de las correspondientes sub-funciones de demanda muestra la sensibilidad de la misma a los factores económicos, para los distintos usos del agua en la industria. Las elasticidades-precio resultantes en la fase de obtención toman valores situados en el intervalo (-0,15 y -0,59). También se obtiene que esta elasticidad, en general, es menor (en valor absoluto) que la elasticidad para el resto de usos del agua.

La investigación empírica de este trabajo intenta basarse, en la medida que la información disponible lo permite, en ambos enfoques empíricos, es decir, el

enfoque del precio relevante en la función de demanda y la aproximación a la demanda de agua como cualquier otro input productivo. El objetivo es evaluar el efecto incentivador del TS catalán sobre el comportamiento de los usuarios industriales, en cuanto al uso racional -en términos cuantitativos y cualitativos- del input agua. Recordemos que dada la estructura actual del TS industrial, puede generarse *a priori* un doble incentivo: al ahorro en cuanto a la utilización del agua y/o a la reducción de la contaminación.

En el *corto plazo*, es plausible suponer que la industria no pueda emprender acciones reductoras de las emisiones por metro cúbico, por lo que tomará como un dato exógeno el valor del tipo impositivo calculado según contaminación al cual se enfrenta. Bajo esta hipótesis, el TS es un componente más del precio del agua que se añade a la tarifa de suministro así como al resto de conceptos tributarios que se aplican sobre el volumen de agua. Por esta razón, la primera parte del análisis empírico que se presenta trata de estimar una función simple de demanda industrial de agua para una muestra de industrias situadas en la zona geográfica de Barcelona y su entorno, en el año 1997. La estimación se basa en el modelo económico de demanda derivada, siguiendo los trabajos de Renzetti. Se utilizan dos fuentes de datos distintas: la información procedente de las *declaraciones de carga contaminante vertida* presentadas por las industrias para la gestión del TS y la información sobre tarifas del agua de los distintos municipios publicada en el *Diari Oficial de la Generalitat*.

A partir de una muestra formada con los datos de 797 establecimientos industriales, suficientemente homogénea, se estima un modelo de demanda donde la variable a explicar es el volumen de agua consumido y las variables explicativas son el número de trabajadores y la especificación de un concepto de precio tributario marginal. Dicho precio está formado por la tarifa de suministro, el TS y otros tributos relacionados con el ciclo del agua que se exigen en el ámbito

territorial considerado. Al existir observaciones para doce sectores, el modelo incluye los efectos cruzados a partir de la inclusión de las correspondientes variables artificiales y su combinación con las explicativas.

La especificación del modelo en forma logarítmica permite estimar las elasticidades precio a través de la aplicación directa de *mínimos cuadrados ordinarios*. Se obtienen valores de la elasticidad-precio situados en un intervalo que va desde -0,539 al -6,519. Los valores más elevados de la elasticidad precio corresponden al sector de la energía (-6,519) y de otras manufacturas (-4,449) que, sin embargo, agrupan un total de 5 y 8 empresas respectivamente. En el primer caso, se trata de empresas con una utilización del agua muy superior a la media de la muestra debido a su actividad (fabricación y distribución de gas; producción de energía termoeléctrica; captación, depuración y distribución de agua). En el sector de otras manufacturas se agrupan actividades algo diversas como la fabricación de artículos de escritorio o laboratorios fotográficos. Al margen de estos dos valores de la elasticidad que conviene relativizar dado el número de empresas recogidas por cada sector, el resto oscilan entre el -2,313 (1ª transformación; metales) y el -0,539 (madera). Pueden considerarse sectores elásticos los de 1ª transformación y metales, material eléctrico y electromecánica, y minerales no metálicos. Mientras que los sectores inelásticos pero que muestran sensibilidad respecto al precio del agua son el químico, metalúrgico y mecánica, textil y madera.

Asimismo, se realiza la estimación del mismo modelo de demanda pero incluyendo el desdoblamiento del precio marginal en un *precio base exógeno* - formado por todos los conceptos tributarios excepto el TS- y una variable que recoge el porcentaje de incremento que supone el TS sobre este precio base. Los resultados parecen indicar que la elasticidad de la demanda industrial de agua se explica fundamentalmente por el incremento marginal que ha supuesto el TS en el precio del recurso.

En el *medio/largo plazo* las industrias pueden planificar una inversión reductora de la contaminación en respuesta al TS. Por tanto, es interesante analizar cuál ha sido la influencia del tributo en las decisiones de las industrias sobre cuánto contaminar, en un determinado período. Este análisis se lleva a cabo a través de dos aproximaciones. En primer lugar, se realiza un estudio descriptivo de la situación de la contaminación industrial, comparando dos años suficientemente distanciados, 1994 y 1999, para una muestra de 684 establecimientos situados en el mismo entorno geográfico anterior. El principal resultado que se obtiene es que un 24% de las industrias han reducido la contaminación en ese período, medida a través de la concentración del parámetro *materias oxidables* por metro cúbico.

El análisis se completa con una estimación de la correlación parcial entre la reducción de la contaminación, en los casos en que ésta ha tenido lugar, y la magnitud del TS. La reducción de la contaminación está correlacionada positivamente y de forma significativa con el importe del TS (en ptas./m³) en el caso de los sectores químico, metalúrgico-mecánica, alimentario y papel. Se obtienen valores de la elasticidad media de la reducción de la contaminación con respecto al TS iguales a (1,166), (1,196), (0,792) y (1,707) respectivamente en cada uno de estos sectores.

No se ha podido contrastar, con la información disponible, cuál ha sido la importancia del TS a la hora de provocar la decisión de descontaminar por parte de la industria que obviamente depende también de otros factores, tales como la política de ayudas o el régimen sancionador, entre otros. Intuitivamente, es probable que el TS no sea determinante, por sí solo, para fomentar la decisión de reducción de la contaminación por parte de la industria. Sin embargo, las conclusiones del análisis empírico planteado ponen de relieve su influencia -a través del valor del tipo impositivo individualizado- en la magnitud de la reducción de las emisiones, en los casos en que esta reducción ha tenido lugar.

La investigación teórica y aplicada que se ha llevado a cabo en este trabajo proporciona algunas guías para el planteamiento de las políticas públicas relacionadas con el agua:

- En primer lugar, la política de precios -criterios de fijación de tarifas por el servicio de abastecimiento de agua- y la política ambiental -impuestos con finalidad ambiental más o menos directa- en torno al recurso no deberían ser completamente independientes. El hecho de que ambas políticas impliquen la acción de distintos niveles de gobierno así como de distintos organismos dentro de un mismo nivel crea problemas de solapamientos así como de incoherencia en el precio global resultante, puesto que los objetivos son múltiples.
- En segundo lugar, cabe plantear si es posible mejorar el diseño de la política de tarifas que se lleva a cabo a través del servicio de abastecimiento de agua, de competencia local, en términos de alcanzar una mayor eficiencia, de acuerdo con las recomendaciones teóricas y la aproximación al principio que iguala el precio al coste marginal.
- En tercer lugar, el análisis empírico planteado muestra que el uso del agua por parte del sector industrial es sensible a los factores económicos. Estos resultados proporcionan un primer soporte a la idea de que a través de aumentar el coste del agua -en el momento de la compra inicial o del vertido final- puede fomentarse un uso más eficiente del recurso por parte del sector industrial. En este sentido, reforzar el papel de los tributos ambientales que inciden sobre el coste del agua vertida es una opción particularmente atractiva.

En cuanto a las posibles líneas de extensión y de mejora del trabajo realizado, en su parte empírica, cabe destacar las siguientes:

- Sería interesante extender tanto el análisis de demanda industrial de agua como el análisis de la reducción de la contaminación a otros ámbitos geográficos de Cataluña. Ello permitiría contrastar si se ha producido una respuesta industrial diferenciada frente a la aplicación del TS, desde el punto de vista territorial. Asimismo, a través de considerar una mayor desagregación sectorial, podrían extraerse conclusiones para subsectores de actividad más específicos que tienen de hecho su propia pauta de comportamiento en cuanto al uso del input agua. Ambas extensiones del análisis requieren trabajar con muestras de mayor tamaño al utilizado en este trabajo.
- Condicionado a la disponibilidad de los datos estadísticos contenidos en la *declaración de carga contaminante vertida* que presentan las industrias a la Junta de Saneamiento, sería muy útil explotar todos los campos de información que se incluyen en la misma. En concreto, la información relativa al output producido así como a la distribución interna de los usos del agua que realiza la industria, serían particularmente significativas. La consideración directa del nivel de output permitiría prescindir de aproximaciones indirectas al mismo, como la utilizada en el análisis de demanda presentado, es decir, a través del número de trabajadores. Por otro lado, la posibilidad de considerar la utilización del agua por parte de la industria según su finalidad o destino interno (refrigeración, proceso productivo, incorporación a producto, etc.) permitiría fragmentar el análisis del input agua en varios sub-inputs y avanzar en la línea de los trabajos de Renzetti (1992 y 1999) mencionados.
- Finalmente, una extensión natural del análisis de demanda de agua planteado consistiría en incluir el resto de inputs -trabajo, capital, energía y materiales-, para estudiar las relaciones de sustitución/complementariedad entre éstos y el agua en el contexto industrial.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adame, F.D. (1993): "Los tributos ecológicos de las comunidades autónomas", *Revista de Estudios Regionales*, vol.37, pp.15-53.

Adar, Z. y Griffin, J. (1976): "Uncertainty and the Choice of Pollution Control Instruments", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol.3 (3), pp.178-88.

Aguilera Klink, F. (1992): "La Preocupación por el Medio Ambiente en el Pensamiento Económico Actual", *Información Comercial Española*, noviembre.

Aguilera Klink, F. (ed) (1992): *Economía del agua*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

Albi, E., Rodríguez, J.A. y Rubio, J.J. (1988): *Nuevas Reformas Fiscales .Una Experiencia para España*. Instituto de Estudios Económicos, Madrid.

Albi, E. *et al.* (1994): *Teoría de la Hacienda Pública*, 2ª edición, Ariel, Barcelona.

Alchian, A. y Demsetz, H. (1973): "The property rights paradigm", *Journal of Economic History*, vol.13, pp.16-27.

Álvarez, X.C., Gago, A. y Labandeira, X. (1997): "Características de una nueva propuesta de reforma fiscal: la reforma fiscal verde", Palau 14. *Revista Valenciana de Hacienda Pública*, vol.30, pp. 5-23.

- Anderson, K.P. (1973): *Residential Energy Use: An Econometric Analysis*. The Rand Corporation.
- Armstrong, C.M., Cowan, S. y Vickers, J.S. (1994): *Regulatory Reform. Economic Analysis and British Experience*. MIT Press, Cambridge.
- Arrow, K.J. (1970): "The organisation of economic activity: issues pertinent to the choice of market versus non-market allocation", en R.H. Haveman y J.Margolis (eds): *Public Expenditures and Policy Analysis*, Chicago: Markham.
- Arrow, K.J. (1973): "Higher education as a filter", *Journal of Public Economics*, vol.193.
- Arrow, K.J. *et al.* (1993): *Report of the NOAA panel on contingent valuation*. Department of the Interior, Washington DC.
- ASAC (Agrupació de Serveis d'Aigua de Catalunya) (1999): *Els Serveis d'Abastament d'Aigua a Catalunya*, ASAC, Barcelona.
- Atkinson, A.B. y Stiglitz, J.E. (1980): *Lectures on Public Economics*. McGraw-Hill, Nueva York.
- Babin, F., Willis, C. y Allen, P. (1982): "Estimation of Substitution Possibilities between Water and Other Production Inputs", *American Journal of Agricultural Economics*, vol.64 (1), pp.148-51.
- Balcer, Y. (1980): "Taxation of externalities: direct versus indirect", *Journal of Public Economics*, vol. 13, pp. 121-29.

Banco Mundial (1993): *Water Resources Management. A World Bank Policy paper*. Washington DC.

Banco Mundial (1995): *The World Bank and Irrigation. A World Bank Operations Evaluation Study*.

Banco Mundial (1997): *Five Years After Rio: Innovations in Environmental Policy*, Banco Mundial, Washington DC.

Baron, D.P. (1985): "Noncooperative regulation of a nonlocalized externality", *Rand Journal of Economics*, vol.16, pp. 553-68.

Barret, S. (1991): "Economic analysis of international environmental agreements: lessons for a global warming treaty", en *Responding to Climate Change: Selected Economic Issues*, OCDE, París.

Baumol, W.J. (1972): "On taxation and the control of externalities", *American Economic Review*, vol. 62 (3), pp. 307-322 (publicada en castellano con el título "Sobre la tributación y el control de las externalidades", *Hacienda Pública Española*, vol. 46, (1977), pp. 225-236.

Baumol, W.J. y Oates, W.E. (1971): "The use of standards and prices for protection of the environment", *Swedish Journal of Economics*, vol. 73, pp. 42-54.

Baumol, W.J. y Oates W.E. (1979): *Economics, Environmental Policy, and the Quality of Life*. Englewood Cliffs, N.J., Prentice-Hall.

- Baumol, W.J. y Oates, W.E. (1988): *The Theory of Environmental Policy*, 2ª edición, Cambridge University Press, Cambridge.
- Baumol, W.J., Panzar, J.C. y Willig, R.D. (1982): *Contestable Markets and the Theory of Industry Structure*. Harcourt Brace Jovanovitch, New York.
- Baxter, R.E. y Rees, R. (1968): "Analysis of the industrial demand for electricity", *Economic Journal*, vol. 78, pp. 277-98.
- Billings, R.B. y Agthe, D.E. (1980): "Price elasticities for water: a case of increasing block rates", *Land Economics*, vol.56, pp. 73-84.
- Bird, R.M. (1993): "Threading the Fiscal Labyrinth: Some Issues in Fiscal Decentralization", *National Tax Journal*, vol.XLVI (2).
- Blanco Rodríguez, B. (1996): "La financiación de la obra hidráulica en los presupuestos generales del Estado para 1997", *Presupuesto y Gasto Público*, vol. 19, pp.169-180, Ministerio de Economía y Hacienda.
- Boadway, R.W. y Wildasin, D.E. (1986): *Economía del Sector Público*, Instituto de Estudios Fiscales, Madrid.
- Bohm, P. y Russell, C. (1985): "Comparative analysis of alternative policy instruments, en A.V. Kneese y J.L. Sweeney (eds): *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*, vol.1, pp. 395-460, North Holland, Amsterdam.

- Boisvert, R. y Schmidt, T. (1997): "Tradeoff between Economies of Size in Treatment and Diseconomies of Distribution for Rural Water Systems", *Agricultural and Resources Economics Review*, vol.27 (2), pp. 237-47.
- Bös, D. (1985): "Public sector pricing", en A.J.Auerbach y M.Feldstein (eds): *Handbook of Public Economics*, vol.I, pp. 129-211.
- Bosch, N. e Isla, M. M. (1992): "Las tasas de alcantarillado y de basuras como instrumentos económicos de la política ambiental local", presentado en el IV Congreso Nacional de Economía , Sevilla.
- Bovenberg, A.L. (1992): "Policy instruments for energy conservation and environmental policy in the Netherlands", en F.Laroui y J.W. Velthuisen (eds): *An Energy Tax in Europe*. SEO Foundation for Economic Research of the University of Amsterdam, Amsterdam.
- Bovenberg, A.L. (1999): "Green tax reforms and the double dividend: an updated reader's guide", *International Tax and Public Finance*, vol. 6, pp. 421-43.
- Bovenberg, L. y Cnossen, S. (eds) (1995): *Public Economics and the Environment in an Imperfect World*. Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Bovenberg, A.L. y de Mooij, R.H. (1994): "Environmental levies and distortionary taxation", *American Economic Review*, vol.70, pp.1037-41.
- Bovenberg, A.L. y van der Ploeg, F. (1994): "Environmental policy, public finance and the labor market in a second-best world", *Journal of Public Economics*, vol.55, pp. 349-90.

- Boyce, J. (1994): "Inequality as a cause of environmental degradation", *Ecological Economics*, vol.11, pp. 169-78.
- Braeutigam, R.R. (1989): "Optimal policies for natural monopolies", en R.Schmalensee y R.D.Willig (eds): *Handbook of Industrial Organization*, vol.II, pp. 1289-1346.
- Bramhall, D.M. y Mills, E.S (1966): "A note on the asymmetry between fees and bribes", *Water Resources Research*, vol.2 (3), pp. 615-616.
- Briscoe, J.(1996): "Water as an economic good: the idea and what it means in practice", papel presentado en el Congreso Mundial de la Comisión Internacional de irrigación y Drenaje (Cairo, sept.1996). Banco Mundial, Washington DC.
- Bromley, D.W. (1989): "Entitlements, missing markets and environmental uncertainty", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol.17, pp. 181-94.
- Bromley, D.W. (1991): *Environment and Economy: Property Rights and Public Policy*. Basil Blackwell, Oxford.
- Bromley, D.W. (ed.) (1995): *Handbook of Environmental Economics*. Basil Blackwell, Oxford.
- Brown, S.J. y Sibley, D.S. (1986): *The Theory of Public Utility Pricing*. Cambridge University Press, Cambridge.

- Buchanan, J.M. (1963): "The economics of earmarked taxes", *Journal of Political Economy*, vol.71, pp.457-69.
- Buchanan, J.M. (1967): "Cooperation and conflict in public goods interaction", *Western Economic Journal*, (marzo), pp. 109-121.
- Buchanan, J.M. (1969): "External diseconomies, corrective taxes and market structure", *American Economic Review*, vol.LIX, pp. 174-177.
- Buchanan, J.M. y Stubblebine, W.C. (1962): "Externality", *Economica*, vol.29, pp. 371-384. (publicada en castellano con el título "Externalidad", *Hacienda Pública Española*, vol. 46, (1977), pp. 215-224.
- Buchanan, J.M. y Tullock, G. (1975): "Polluters' profits and political response: direct control versus taxes", *American Economic Review*, vol.65, pp. 139-47.
- Burrows, P. (1980): *The Economic Theory of Pollution Control*, MIT Press.
- Cabeza y Díaz, R. (1997): *L'Aigua, un Recurs Universal i Escàs: Iniciació al Tractament i Utilització Racional de l'Aigua*, Beta, Barcelona.
- Cabral, L. (1997): *Economía Industrial*. McGraw-Hill, Madrid.
- Calabresi, G. (1968): "Transaction costs, resource allocation and liability rules. A comment", *Journal of Law and Economics*, vol.11, pp. 67-73.

- Carraro, C. y Siniscalco, D. (1994): "Environmental policy reconsidered: the role of technological innovation", *European Economic Review*, vol.38, (abril), Papers & Proceedings, pp. 545-54.
- Carraro, C. y Topa, G. (1991): "Taxation and the environmental innovation", *Fondazione Eni Enrico Mattei, Nota di Lavoro*, vol. 4.
- Castells, A. (1988): *Hacienda Autónoma. Una Perspectiva de Federalismo Fiscal*, Ariel Economía, Barcelona.
- Castillo, J.M. (1998): "Los tributos ecológicos y el agua: del canon estatal sobre vertidos autorizados a los cánones autonómicos de saneamiento y depuración de aguas residuales", *Palau 14. Revista Valenciana de Hacienda Pública*, vol.32, pp. 257-97.
- Chicoine, D.L. y Ramamurthy, G. (1986): "Evidence on the Specification of Price in the Study of Domestic Water Demand", *Land Economics*, vol.62 (febrero), pp. 26-32.
- Coase, R.J. (1946): "The Marginal Cost Controversy", *Economica*, vol.13, pp.169-89.
- Coase, R. H. (1960): "The problem of social cost", *Journal of Law and Economics*, vol.3, pp.1-44. (publicado en castellano con el título "El problema del coste social", *Hacienda Pública Española*, nº 68 (1981), pp. 245-273).
- Common, M.S. (1985): "The distributional implications of higher energy prices in the UK", *Applied Economics*, vol.17, pp. 421-36.

- Cooner, P.H. y Lof, G.O. (1965): "*Water for Steam Electric Generation*". Resources for the Future, Washington, DC.
- Cornes, R. y Sandler, T. (1996): *The Theory of Externalities, Public Goods and Club Goods*, 2ª edición, Cambridge University Press, Cambridge.
- Cors, F. X. (1993): "Calificación de los cánones sobre el agua", *Revista de Hacienda Autónoma y Local*, vol. 67, pp. 73-97.
- Cowan, S. (1995): "Regulation of several market failures: the water industry in England and Wales", *Oxford Review of Economic Policy*, vol.9 (4), pp. 14-23.
- Crocker, T.D. (1966): "The Structuring of Atmospheric Pollution Control Systems", en Harold Wolozin (ed): *The Economics of Air Pollution*, New York.
- Cropper, M.L. y Oates, W.E. (1992): "Environmental Economics: a Survey", *Journal of Economic Literature*, vol.30, pp. 675-740.
- Cruz Amorós, M. (1995): "Alternativas en la Evolución del Sistema Tributario", *Cuadernos de Actualidad*, vol.7, pp. 258-73.
- Cumberland, J. (1981): "Efficiency and Equity in Interregional Environmental Management", *The Review of Regional Studies*, vol.X, nº2, pp. 1-9.
- Dahlman, C.J. (1979): "The Problem of Externality", *Journal of Law and Economics*, vol. 22, pp. 141-162. (publicado en castellano con el título "El

problema de las externalidades", *Hacienda Pública Española*, vol. 77 (1982), pp. 271-87).

Dales, J.H. (1968): *Pollution, Property and Prices*. University of Toronto Press, Toronto.

Dasgupta, P. (1991): "The Environment as a Comodity", en A. Stevenson y D. Vines (eds): *Information Strategy and Public Policy*, Oxford, Blackwell.

Davis, O.A. y Whinston, A. (1962) : "Externalities, Welfare and the Theory of Games", *Journal of Political Economy* , (Jun.), vol. 70, pp. 241-262.

De Rooy, Y. (1974): "Price Responsiveness of the Industrial Demand for water", *Water Resources Research*, vol.10 (3), pp.403-6.

Demsetz, H. (1964): "The exchange and Enforcement of Property Rights ", *Journal of Law and Economics*, vol.7, pp. 11-26.

Demsetz, H. (1967): "Towards a Theory of Property Rights ", *American Economic Review*, vol. 57, pp. 347-359.

Demsetz, H. (1968): "Why Regulate Utilities?", *Journal of Law and Economics*, vol.11, pp. 55-65.

Deweese, D.N. (1983): "Instrument Choice in Environmental Policy", *Economic Inquiry*, vol. XXI (enero), pp. 53-71.

Deweese, D.N. y Sims, W.A. (1976): "The Symmetry of Effluent Charges and Subsidies for Pollution Control", *Canadian Journal of Economics*, (mayo), pp. 323-31.

Díaz Álvarez, A. (1982): *El medio ambiente de los servicios de transporte urbano: el caso de Barcelona*. Tesis doctoral, Universidad de Barcelona.

Downing, P.B. (1984): *Environmental Economics and Policy*. Little, Brown and Co.

Eskeland, G.S. y Devarajan, S. (1996): *Taxing Bads by Taxing Goods*. Banco Mundial, Washington, DC.

Ferreiro, J.J. (1987): *Dictamen emitido sobre el IVA y el canon de saneamiento*, inédito.

Fischel, W.A. (1975): "Fiscal and environmental considerations in the location of firms in suburban communities", en E. Mills y W.Oates (eds): *Fiscal Zoning and Land Use Controls*, Lexington, Massachusetts.

Foster, H.S.Jr. y Beattie, B. (1979): "Urban residential demand for water in the United States", *Land Economics*, vol. 55 (febrero), pp. 43-58.

Foster, H.S.Jr. y Beattie, B. (1981): "Urban residential demand for water in the United States: Reply", *Land Economics*, vol. 57 (mayo), pp. 257-265.

Franco, L. (1995): *Política Económica del Medio Ambiente*. Cedecs, Barcelona.

- Freeman, A.M. (1967): "Bribes and charges: some comments", *Water Resources Research*, vol. 3, pp. 287-88.
- Fuentes Quintana, E. (1986): "Opciones fiscales de los años 80", *Papeles de Economía Española*, vol. 27, pp. 194-277.
- Gago, A. (1998): "Las reformas fiscales del siglo XXI", *Cuadernos de Información Económica*, vol. 135, pp. 39-46.
- Gago, A. y Álvarez Villamarín, J.C. (1995): "Hechos y tendencias de la Reforma Fiscal en los países de la OCDE (1980-1990)", *Hacienda Pública Española*, vol. 134, pp. 73-91.
- Gago, A. y Labandeira, X. (1996): "La imposición ambiental en España", Palau 14. *Revista Valenciana de Hacienda Pública*, vol. 26, pp. 149-184.
- Gago, A. y Labandeira, X. (1997): "La imposición ambiental: fundamentos, tipología comparada y experiencias en la OCDE y España", *Hacienda Pública Española*, vol. 141/142, pp. 193-219.
- Gago, A. y Labandeira, X. (1999): *La Reforma Fiscal Verde*, Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Gago, A., Labandeira, X. y Labeaga, J.M. (1999): "La reforma fiscal verde: consideraciones para el caso español", presentado en el VI Encuentro de Economía Pública, Oviedo.
- Galal, A. y Shirley, M. (1995): *Bureaucrats in Business: The Economics and Politics of Government Ownership*. World Bank Research Report, Oxford University Press, Oxford.

- Gibbons, D.C. (1986): *The Economic Value of Water*, Resources for the Future, Washington DC.
- Gisser, M. (1983): "Groundwater: Focusing on the Real Issue", *Journal of Political Economy*, vol.91, pp.1001-27.
- González-Fajardo. F. (1988): *Instrumentos de Política Económica para la Protección del Medio Ambiente*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Málaga, Málaga.
- Goodland, R. (1996): "The Environmental Sustainability Challenge for the Hydro Industry", *Hydropower and Dams*, vol.1, pp. 37-42.
- Gordon, H.S. (1954): "The Economic Theory of a Common-Property Resource: The Fishery", *Journal of Political Economy*, vol.VXII, pp. 124-42.
- Gottlieb, M. (1963): "Urban domestic demand for water: a Kansas case study", *Land Economics*, vol.39, pp. 204-10.
- Goulder, L. (1995): "Environmental taxation and the double dividend: a reader's guide", *International Tax and Public Finance*, vol.2, pp. 157-84.
- Grebenstein, C. y Field, B. (1979): "Substituting for Water Inputs in U.S. Manufacturing", *Water Resources Reseearch*, vol.15 (2), pp. 228-32.
- Griffin, C.J. *et al.* (1995): "Contingent valuation and actual behaviour: Predicting connections to new water systems in Kerala, India", *World Bank Economic Review*, vol.9 (1), pp. 373-95.

- Hageman, R.P. et al. (1988): "Tax reform in OECD countries: motives, constraints and practice", *OECD Economic Studies*, vol.10, pp. 185-226.
- Hahn, R.W. (1984): "Market power and transferable property rights", *Quarterly Journal of Economics*, vol.99, pp. 753-65.
- Hahn, R.W. (1989): "Economic prescriptions for environmental problems: how the patient followed the doctor's orders", *Journal of Economic Perspectives*, (primavera), pp. 95-114.
- Hahn, R.W. (1990): "The political economy of environmental regulation: towards a unifying framework", *Public Choice*, vol.65, pp. 21-47.
- Hahn, R y Noll, R. (1982): "Designing a market for tradable emission permits", *Reform of Environmental Regulation*, Wesley Magat Ed. Cambridge (Mass.), Ballinger Publishing Company, pp. 119-146.
- Halvorsen, R. (1973): "Demand for Electric Power in the United States", Discussion Paper núm.73-13, Institute for Economic Research, University of Washington, Seattle.
- Hardin, G. (1968): "The Tragedy of the Commons", *Science*, vol.162, pp. 1243-48.
- Hausman, J.A. (1985): "Taxes and labor supply", en A.J.Auerbach y M.S. Feldstein (eds): *Handbook of public Economics*, vol.1, Amsterdam, North-Holland.

- Helm, D. y Pearce, D. (1991): "Economic policy towards the environment: an Overview", en D.Helm (ed): *Economic Policy Towards the Environment*, pp. 1-28.
- Henriques, I. y Sadorsky, P. (1996): "The determinants of and environmentally responsive firm: an empirical approach", *Journal of Environmental Economics and Management*", vol.30, pp. 381-95.
- Henry, C. (1989): *Microeconomics for Public Policy*, Clarendon Press, Oxford.
- Herber, B.P. (1991): "The economic case for an international law of the atmosphere", *Environment and Planning: Government and Policy*, vol.9.
- Herber, B.P. (1994): "International environmental taxation in the absence of sovereignty", presentado en el 50 Congreso del Instituto Internacional de Hacienda Pública, Universidad de Harvard (agosto, 1994).
- Hettich, W. y Winer, S. (1985): "A positive model of fiscal structure", *Journal of Public Economics*, vol. 24, pp. 67-87.
- Hirschleifer, J., De Haven, J.C. y Milliman, J.W. (1960): *Water Supply Economics, Technology and Policy*. University of Chicago Press, Chicago.
- Houthakker, H.S. (1951): "Some calculations of electricity consumption in Great Britain", *Journal of the Royal Statistical Society*, vol.114 (part.III), pp. 351-71.
- Houthakker, H.S. y Taylor, L.D. (1970): *Consumer Demand in the United States*. 2ª edición, Harvard University Press, Cambridge.

- Howe, C.W. (1982): "Impact of Price on Residential Water Demand: Some New Insights", *Water Resources Research*, vol.18, pp.713-16.
- Inman, R. (1987): "Markets, Governments and the "New" Political Economy", en Auerbach y Feldstein (eds): *Handbook of Public Economics*, vol.II, North-Holland, Amsterdam.
- Jones, C.V. y Morris, J.R. (1984): "Instrumental Price Estimates and Residential Water Demand", *Water Resources Research*, vol.20, pp. 197-202.
- Johnson, P., McKay, S. y Smith, S. (1990): "The Distributional Consequences of Environmental Taxes", Commentary N°.23, The Institute for Fiscal Studies, London.
- Junta de Sanejament (1996): *Programa de Sanejament d'aigües residuals industrials de Catalunya*, Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya.
- Kamien, M.I., Schwartz, N.L. y Dolbear, F.F. (1966): "Asymmetry Between bribes and charges", *Water Resources Research*, vol.2, pp.147-157.
- Kahn, A.E. (1971): *The Economics of Regulation: Principles and Institutions*, vol.II. Wiley, New York.
- Kim, H. (1987): "Economies of Scale in Multi-Product Firms: An Empirical Analysis", *Economica*, vol.54, pp.185-206.
- Kindler, J. y Bower, B.T. (1978): "Modeling and Forecasting of Water Demand", Working Paper, Wasington DC.

- Klok, P.J. *et al.* (1994): "Charges" en J.Schuddeboom y P.J.Klok (eds): *Financial Instruments in Policy Process: the Dutch Case*, University of Twente, Centre for Clean Technology and Environmental Policy, Twente.
- Kneese, A.V. (1964): *The Economics of Regional Water Quality Management*. Johns Hopkins Press, Baltimore.
- Kneese, A.V. y Bower, B.T. (1968): *Managing water quality: economics, technology, institutions*. Johns Hopkins Press, Baltimore.
- Kneese, A.V. y Schultze, C.L. (1975): *Pollution, Prices and Public Policy*. Brookings Institution, Washington.
- Knetsch, J.L. y Sinden, J.A. (1984): "Willingness to pay and compensation demanded: experimental evidence of an unexpected disparity in measures of value," *Quarterly Journal of Economics*, vol.99, pp. 507-21.
- Kolstad, C.D. (1987): "Uniformity versus differentiation in regulating externalities", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 14, pp. 386-99.
- Krueger, A.O. (1974): "The Political Economics of the Rent-Seeking Society", *American Economic Review*, vol.64 (3), pp. 291-303.
- Lee, D.R. y Misiolek, W.S. (1986): "Substituting pollution taxation for general taxation: some implications for efficiency in pollution taxation", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol.13, pp. 338-47.
- Leland, H. y Meyer, R. (1976): "Monopoly Pricing Structure with Imperfect Discrimination", *Bell Journal of Economics*, vol.7, pp. 449-62.

- Magadán, M. y Rivas, J.L. (1996): “La fiscalidad de las aguas en España”, *Impuestos*, vol. 9, pp. 30-40.
- Magadán, M. y Rivas, J.L. (1997): “Las políticas de control ambiental: los instrumentos fiscales”, Palau 14. *Revista Valenciana de Hacienda Pública*, vol. 0, pp. 25-49.
- Magat, W.A. (1978): “Pollution control and technological advance: a dynamic model of the firm”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol.5, pp. 1-25.
- McKay, S., Pearson, M. y Smith, S. (1990): “Fiscal instruments in environmental policy”, *Fiscal Studies*, vol.11 (4), pp. 1-20.
- Meade, J.E. (1973): *The Theory of Economic Externalities: The Control of Environmental Pollution and Similar Social Costs*, Leiden, Sijhoff.
- Messere, K. (1993): *Tax Policy in OECD Countries*, International Bureau of Fiscal Documentation, Amsterdam.
- Milliman, S.R. y Prince, R. (1989): “Firm incentives to promote technological change in pollution control”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol.17, pp. 247-265.
- Mills, E.S. (1968): “Economic incentives in air pollution control”, en H. Wolozin (ed): *Economics of Air Pollution*. Norton and Co., Nueva York.
- Mirman, L.J. y Sibley, D. (1980): "Optimal Nonlinear Prices for Multiproduct Monopolies", *Bell Journal of Economics*, vol.11, pp. 659-70.

- Mishan, E.J. (1971): "The postwar literature on externalities: an interpretative essay", *Journal of Economic Literature*, vol.IX (marzo), pp.1-28.
- Mishan, E.J. (1981): *Introduction to normative economics*, Oxford University Press, New York.
- Mody, J. (1997): *Industrial Demand for Water in Thailand*. PhD Dissertation, Boston University.
- Moffit, Robert (1990): "The econometrics of kinked budget constraints", *The Journal of Economic Perspectives*, vol.4 (primavera), pp. 119-39.
- Moore, D. y Willey, Z. (1991): "Water in the American West: Institutional Evolution and Environmental Restoration in the 21st Century", *University of Colorado Law Review*, vol.62 (4), pp. 775-825.
- Montgomery, D.W. (1972): "Markets in licenses and efficient pollution control programs", *Journal of Economic Theory*, vol. 5, pp. 395-418.
- Mount, T.D., Chapman, L.D. y Tyrrell, T.J. (1973): *Electricity Demand in the U.S.: an Econometric Analysis*. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge.
- Musgrave, R.A. (1983): *Who Should Tax, Where and What?*, en McLure (ed): *Tax Assignment in Federal Countries*, pp.2-22, Centre for Research on Federal Financial Relations, ANU, Canberra.
- Musgrave, R.A. y Musgrave, P.B. (1989): *Public Finance in Theory and Practice*, Nueva York, McGraw-Hill.

- Newberry, D. M. G. (1980): "Externalities: the theory of environmental policy", en G.A Hughes y R.M. Heal (eds): *Public Policy and The Tax System*, George Allen y Unwin, Londres.
- Nieswiadomy, M.L. y Molina D.J. (1989): "Comparing residential water demand estimates under decreasing and increasing block rates using household data", *Land Economics*, vol.65, pp. 280-89.
- Nieswiadomy, M.L. y Molina D.J. (1991): "A note on price perception in water demand models", *Land Economics*, vol.67 (3), pp. 352-59.
- Nordin, J.A. (1976): "A Proposed Modification on Taylor's Demand Analysis: Comment", *The Bell Journal of Economics*, vol.7, pp. 719-21.
- North, D.C. (1990): *Institutions, Institutional Change and Economic Performance*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Oates, W.E. (1972): *Fiscal Federalism*, Harcourt Brace Jovanovich, Nueva York (publicado en castellano con el título *Federalismo Fiscal*. Instituto de Estudios de Administración Local, Madrid, 1977).
- Oates, W.E. (1991): "Pollution charges as a source of public revenues", Working Paper nº 91-22, Dept. de Economía, Universidad de Maryland.
- Oates, W.E. y Strassmann, D.L. (1984): "Effluent fees and market structure", *Journal of Public Economics*, vol. 24, pp. 29-46.

OCDE (1974): *The Implementation of the Polluters Pays Principle*. Recomendación adoptada por el Consejo de la OCDE (14/11/74), C(74) 223, OCDE, París.

OCDE (1989): *Economic Instruments for Environmental Protection*. OCDE, París.

OCDE (1991): *Tax Reform in OECD Countries*, OCDE, París.

OCDE (1993): *Taxation and the Environment. Complementary Policies*. OCDE, París (publicada en castellano con el título *La Fiscalidad y el Medio Ambiente. Políticas Complementarias*. Mundi-Prensa, Madrid, 1994).

OCDE (1994a): *Managing the Environment. The Role of Economic Instruments*. OCDE, París.

OCDE (1994b): *The Distributive Effects of Economic Instruments for Environmental Policy*. OCDE, París.

OCDE (1995): *Environmental Taxes in OCDE Countries*. OCDE, París.

OCDE (1996): *Implementation Strategies for Environmental Taxes*. OCDE, París.

OCDE (1997a): *Environmental Taxes and Green Tax Reform*. OCDE, París.

OCDE (1997b): *Water Subsidies and the Environment*. OCDE, París.

OCDE (1998): *Environmental taxes in OECD countries: an overview*, Workshop on Environmental Taxes in China and OECD Member Countries, Background Paper N° 1, OCDE, París.

- Oi, W.Y. (1971): "A Disneyland Dilemma: Two Part Tariffs for a Mickey Mouse Monopoly", *Quarterly Journal of Economics*, vol.85, pp. 77-90.
- Opaluch, J.J. (1982): "Urban residential demand for water in the United States: further discussion", *Land Economics*, vol.58, pp. 224-27.
- O' Riordan, T. (ed.) (1997): *Ecotaxation*. Earthscan, Londres.
- Padrón Fumero, N. (1991): *Transférable Discharge Permits for European Common Environmental policy*, Ms.Thesis, Universidad de Wisconsin-Madison.
- Padrón Fumero, N. (1992): "Objetivos e instrumentos de política medioambiental: un enfoque institucional", *Información Comercial Española*, vol. 711, pp. 43-58.
- Pagés, J. (1995): *Fiscalidad de las Aguas*. Marcial Pons, Madrid.
- Parks, R.W. (1969): "Systems of demand functions: An empirical comparison of alternative functional forms", *Econometrica*, vol. 37 (octubre), pp. 629-50.
- Parry, I. W. H. (1995): "Pollution charges and revenue recycling", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol.29, pp. S64-S67.
- Pearce, D.W. (1991): "The role of carbon taxes in adjusting to global warming", *Economic Journal*, vol.101, pp. 938-48.
- Pearce, D. W. y Turner, R. K. (1990): *Economics of Natural Resource and the Environment*. Harvester Wheatsheaf, Londres (publicado en castellano con

el título *Economía de los Recursos Naturales y del Medio Ambiente*. Celeste, Madrid, 1995.

Pearson, M. y Smith, S. (1991): *The European Carbon Tax: An Assessment of the European Commission's Proposals*, IFS Report, Instituto de Estudios Fiscales, Londres.

Pechman, J.A. (1988): *World Tax Reform. A Progress Report*, The Brookings Institution, Washington.

Pezzey, J. (1992): "The symmetry between controlling pollution by price and controlling it by quantity", *Canadian Journal of Economics*, vol.25, pp. 983-91.

Pigou, A.C. (1920): *The Economics of Welfare*. Macmillan, Londres.

Pols, H.B., Staats, H. y Baars, P.J. (1995): "Entrepreneurs' behaviour in water management", *Journal of Cleaner Production*, vol.3(3), pp. 153-59.

Polzin, P.E. (1984): "The specification of price in studies of consumer demand under block prices scheduling: additional empirical evidences", *Land Economics*, vol. 60 (agosto), pp. 306-9.

Porter, R.C. (1974): "The long-run asymmetry of subsidies and taxes as anti-pollution policies", *Water Resources Research*, vol.10, pp. 415-17.

Poterba, J.M. (1991): "Tax policy to combat global warming: on designing a carbon tax", en R. Dornbush y J.M. Poterba (eds): *Global Warming Economic Policy Responses*. MIT Press, Cambridge, Mass.

- Rajah, N. y Smith, S. (1993): "Taxes, tax expenditures and environmental regulation", *Oxford Review of Economic Policy*, pp. 41-65.
- Rees, J. (1969): *Industrial Demand of Water: A Study of South Est England*. Weidenfeld y Nicolson, Londres.
- Renzetti, S. (1988): "An econometric study of industrial water demands in British Columbia, Canadá", *Water Resources Research*, vol. 24 (10), pp.1569-75.
- Renzetti, S. (1992): "Estimating the structure of industrial water demands: the case of canadian manufacturing", *Land Economics*, vol.68 (4), pp. 396-404.
- Renzetti, S. (1993): "Examining the differences beetwen self and publicly supplied firms water demands", *Land Economics*, vol.69 (2), pp. 181-88.
- Renzetti, S. (1998a): "An empirical perspective on water pricing reforms", Brock University (Dept. de Economía), Ontario, Canadá.
- Renzetti, S. (1998b): "Municipal water supply and sewage treatment: costs, prices and distortions", Brock University (Dept. de Economía). Ontario, Canadá.
- Renzetti, S. (1999): "The role of water in the canadian manufacturing sector", mimeo, Dept. de Economía, Brock University, Ontario, Canadá.
- Ruíz Ojeda, A. (cord) (1997): *La Financiación Privada de Obras Públicas. Marco Institucional y Técnicas Aplicativas*, Civitas, Madrid.

- Ruíz, G. y Pampillón, R. (1985): “Negociación y coste de la descontaminación ambiental. Confrontación del Teorema de Coase con un caso real”, *Hacienda Pública Española*, vol.92, pp.111-128.
- Russell, C. et al. (1986): *Enforcing Pollution Control Laws*. Resources for the Future, Washington, DC.
- Sandford, C. (1993): *Successful Tax Reform. Lessons from an Analysis of Tax Reform in Six Countries*, Fiscal Publications, Perrymead.
- Sandford, C., Godwin, M.R. y Hardwick, P.J.W. (1989): *Administrative and Compliance Costs of Taxation*. Publicaciones fiscales, Bath.
- Sandler, T. (1992): “After the cold war, secure the commons”, *Challenge*, vol.35 (4).
- Sandmo, A. (1975): “Optimal taxation in the presence of externalities”, *Swedish Journal of Economics*, vol. 77, pp. 86-98.
- Sandmo, A. (1976): “Direct versus indirect Pigovian taxation”, *European Economic Review*, vol.7, pp. 337-49.
- Scott, S. (1991): “Theoretical considerations and estimates of the effects on households”, en J.Fitzgerald y D.McCoy (eds): *The Economic Effects of Carbon Taxes*, Policy Research Series Paper nº 14, Economic and Social Research Institute , Dublín.
- Schefter, J.E (1987): “Increasing block rate tariffs as faulty transmitters of marginal willingness to pay”, *Land Economics*, vol. 63, pp. 21-33.

- Schefter, J.E. y David, E.L. (1985): "Estimating residential water demand under multi-part tariffs using aggregate data", *Land Economics*, vol.61, pp. 272-80.
- Scherer, F.M. (1980): *Industrial Market Structure and Economic Performance*. Rand McNally, Chicago.
- Schmalensee, R. (1981): "Monopolistic two-part Pricing Arrangement", *Bell Journal of Economics*, vol.12, pp. 445-66.
- Schmid, A.A. (1987): *Property, Power and Public Choice*. Praeger, New York.
- Schmid, A.A. (1995): "The environment and property rights issues", en D.W. Bromley (ed), *The Handbook of Environmental Economics*, Blackwell, Oxford, pp. 45-60.
- Segerson, K. (1986): "Risk sharing in the design of environmental policy", *American Journal of Agricultural Economics*, vol.68, pp. 1261-65.
- Segerson, K. (1996): "Issues in the choice of environmental policy instruments", en Braden, J.B. et al. (eds): *The Political Economy of Instrument Choice*. Edward Elgar, Cheltenham, Reino Unido.
- Seskin, E.P., Anderson, R.J. y Reid, R.O. (1983): "An empirical analysis of economic strategies for controlling air pollution", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol.10, pp.112-24.
- Shah, T. (1993): *Groundwater Markets and Irrigation Development: Political Economy and Practical Policy*. Oxford University Press, New Delhi.

- Shibata, H. y Winrich, J.S. (1983): "Control of pollution when the offended defend themselves", *Economica*, vol. 50, pp. 425-37.
- Shin, J.S. (1985): "Perception of price when price information is costly: evidence from residential electricity demand", *The Review of Economics and Statistics*, vol.67, pp. 591-98.
- Smith, S. (1992): "The distributional consequences of taxes on energy and the carbon contents of fuels", *European Economy*, edición especial 1, pp. 241-68.
- Smith, S. (1994): "Federal Issues in Environmental Taxation", papel presentado en el 50 Congreso del Instituto Internacional de Hacienda Pública, (Agosto, 1994), Universidad de Harvard.
- Smith, S. (1995): "*Green*" Taxes and Charges: Policy and Practice in Britain and German, The Institute for Fiscal Studies, Londres.
- Smith, S. (1996): "Taxation and the environment: a survey" en Devereux, M.P. (ed): *The Economics of Tax Policy*. Oxford University Press, Oxford.
- Smith, S. (1997): "Environmental tax design" en O'Riordan, T. (ed.): *Ecotaxation*. Earthscan, Londres.
- Soler, M.A. (coord.) (1997): *Manual de Gestión del Medio Ambiente*. Ariel, Barcelona.
- Spence, A.M. (1981): "Nonlinear Prices and Welfare", *Journal of Public Economics*, vol.8, pp.1-18.

- Spulber, D. (1985): "Effluent regulation and long-run optimality", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol.13, pp.103-116.
- Stiglitz, J.E. (1977): "Monopoly, Nonlinear Pricing and Imperfect Information", *Review of Economic Studies*, vol. 44, pp. 407-30.
- Symons,E., Proops,J y Gay,P. (1992): "Carbon taxes, consumer demand and carbon dioxide emission: a simulation analysis for the UK", documento de trabajo n° W92/6, Institute for Fiscal Studies.
- Tate, D. y Scharf, D. (1995): "Water Use in Canadian Industry, 1991", *Social Science Series*, vol.31, Water and Habitat Conservation Branch, Environment Canada, Ottawa.
- Taylor, L.D. (1975): "The Demand for Electricity: A Survey", *The Bell Journal of Economics*, vol. 5, pp.74-110.
- Terkla, D. (1984): "The efficiency value of tax revenues", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol.11, pp.107-123.
- Terkla, D. (1990): "Economic instruments for environmental regulation", *Oxford Review of Economic Policy*, vol.6 (1), pp. 17-33.
- Terza, J.V. y Welch W.P. (1982): "Estimating demand under block rates: electricity and water", *Land Economics*, vol.58, pp. 181-88.
- Thomas, H.A. (1963): "The Animal Farm: A Mathematical Model for the Discussion of Standards for the Control of the Environment", *The Quarterly Journal of Economics*.

- Tietenberg, T.H. (1980): "Transferable discharge permits and the control of stationary source of air pollution ", *Land Economics*, vol. 56, pp. 391-416.
- Tirole, J. (1988): *The Theory of Industrial Organization*. MIT Press, Cambridge.
- Tornos Mas, J. (1989): "Competencias municipales para la ordenación y gestión de servicios públicos (especial referencia al suministro de agua, gas y electricidad)", en *Municipios y redes de servicios públicos*, Ponencia de las II Jornadas de Derecho Local, Girona.
- Trujillo, L. (1994): "Fijación de Precios Optimos en el Suministro Urbano de Agua", *Revista de Economía Aplicada*, vol.5 (II), pp. 111-35.
- Tullock, G. (1967): "The Welfare Costs of Tariffs, Monopolies and Theft", *Western Economic Journal*, vol.5, pp. 224-32.
- Turnovsky, S. (1969): "The Demand for Water: Some Empirical Evidence on Consumer's Response to a Commodity Uncertain in Supply", *Water Resources Research*, vol. 5 (2), pp. 350-61.
- Turvey, R. y Warford, J.J. (1974): *Urban Water and Sewerage Pricing*. PUN 11, World Bank, Washington DC.
- Vallender, K.A. y Jacobs, R. (1997): "Principles of an Ecological Fiscal Reform", en C. Jeanrenaud (ed.): *Environmental Policy Between Regulation and market*. Birkhäuser Verlag Basel, Suiza.

- Varian, H.R. (1989): "Price discrimination", en R.Schmalensee y R.D.Willig (eds): *Handbook of Industrial Organization*, vol.I, pp.597-654.
- Varian, H.R. (1998): *Microeconomía intermedia: un enfoque actual*. 4ª edición, Antoni Bosch, Barcelona.
- Vergés, J.C. (1994): *El finançament del cycle integral de l'aigua*. Tesis doctoral, Universitat de Barcelona.
- Viner, J. (1931): "Cost curves and supply curves", *Zeit. Nationalökonomie* (Sept.), vol.3, pp.23-46. Reeditado en *Readings in price theory*, The Blakiston Co, 1953, Nueva York.
- Wallart, N. y Bürgenmeier, B. (1996): "The acceptability of environmental taxes in Switzerland", *Swiss Journal of Economics and Statistics*,1.
- Wasserman, C. (1992): "Federal enforcement: theory and practice", en T.H. Tietenberg (ed): *Innovation in Environmental Policy: Economic and Legal Aspects of Recent Developements in Environmental Enforcement and Liability*. Edgar Elgar Publishing, Aldershot, England.
- Weitzman, L.J. (1974): "Prices vs. quantities", *Review of Economic Studies*, (octubre), pp. 477-91.
- Wenders, J.T. (1975): "Methods of pollution control and the rate of change in pollution abatement technology", *Water Resources Research*, vol.11, pp. 383-396.

- White, H. (1980): "A heteroscedasticity-consistent covariance matrix estimator and direct test for heteroscedasticity", *Econometrica*, vol.48, pp. 817-38.
- White, M.J. y Wittman, D. (1982): "Pollution taxes and optimal spatial location", *Economica*, vol. 49, pp. 297-311.
- Whittington, D. (1992): "Possible adverse effects of increasing block water tariffs in developing countries", *Economic Development and Cultural Change*, pp. 75-87.
- Wiedenbaum, M.W. (1978): *The Cost of Government Regulation of Business*. U.S.Congress, Joint Economic Committee, Washington DC.
- Wijkander, H. (1985): "Correcting externalities through taxes on / subsidies to related goods", *Journal of Public Economics*, vol.28, pp. 111-25.
- Wilkinson, M. (1994): "Paying for public spending: is there a role for earmarked taxes?", *Fiscal Studies*, vol.15 (4), pp. 119-35.
- Williams, M. y Suh, B. (1986): "The demand for urban water by customer class", *Applied Economics*, vol. 8, pp. 1275-89.
- Wills, I. (1992): "Pollution Taxes Versus Marketable Permits: A Policy-Maker's Guide", Documento de Trabajo nº 4, Universidad de Monash, Australia.
- Ziegler, J. y Bell, S. (1984): "Estimating de demand for intake water by self-supplied firms", *Water Resources Research*, vol.20 (1), pp. 4-8.





