

Estudios sobre la Economía Española - 2020/31

Las políticas de tarifas urbanas del agua en España

Marta Suárez-Varela
(Universidad Autónoma de Madrid)

Octubre 2020

fedea

Las opiniones recogidas en este documento son las de sus autores y no coinciden necesariamente con las de FEDEA.

LAS POLÍTICAS DE TARIFAS URBANAS DEL AGUA EN ESPAÑA

Marta Suárez-Varela

Universidad Autónoma de Madrid.

Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales. Módulo 4, despacho 309.

Ciudad Universitaria de Cantoblanco, 28049 Madrid

Email: marta.suarez-varela@uam.es

RESUMEN

Este trabajo proporciona una panorámica de la situación de las políticas tarifarias de agua urbana en España. En particular, en relación con el cumplimiento de los objetivos básicos de la gestión de los recursos hídricos -eficiencia, equidad, sostenibilidad ambiental y recuperación de costes-, y el funcionamiento de la estructura institucional que rige en la fijación de precios. Asimismo, se aborda la forma de diseñar tarifas que permitan fomentar de forma simultánea los distintos objetivos mencionados. El análisis efectuado nos permite realizar recomendaciones de política pública encaminadas a la mejora de las políticas tarifarias de agua urbana.

ABSTRACT

This article aims at characterising the situation of urban pricing policies in Spain. For that purpose, we will focus on the level of achievement of the basic objectives of Integrated Water Resources Management -efficiency, equity, environmental sustainability and cost recovery-, and the performance of the institutions governing price-setting decisions. Additionally, we will address how to design tariffs that are able to foster simultaneously all the abovementioned objectives. Our analysis allows us to derive some public policy recommendations towards the improvement of urban pricing policies in Spain.

PALABRAS CLAVE. Políticas tarifaria, agua urbana, España, eficiencia, equidad, recuperación de costes.

KEY WORDS. Urban water pricing, Spain, efficiency, equity, cost recovery

JEL CLASSIFICATION. Q21 Q25 Q50

1. Introducción

La gestión urbana de los recursos hídricos afrontará importantes desafíos en las próximas décadas. El crecimiento exponencial de la población mundial generará un incremento sin precedentes en la demanda de agua, no solo para satisfacer necesidades básicas como bebida o higiene, sino también en la demanda relacionada con la producción de alimentos, usos industriales y generación de energía. De acuerdo con Banco Mundial (World Bank Group, 2016), únicamente para la producción de energía cabría esperar incrementos de hasta un 85%, siendo de entre el 50-70% para el caso de los usos industriales. La creciente concentración de la población en núcleos urbanos y la formación de ciudades de cada vez mayor tamaño representa una presión adicional sobre la gestión urbana del agua. La provisión del servicio para este tipo de núcleos de gran tamaño y elevada densidad de población entrañará una creciente complejidad para la gestión del agua urbana.

En España, la población se ha incrementado de forma sustancial en las últimas décadas, pasando de 38.8 millones en los años 90 a los 47.3 millones a mediados de 2020 (INE, 2020). Así mismo, los flujos migratorios entre zonas rurales y urbanas han dado lugar al fenómeno denominado como la “España vacía”. Ambas tendencias generan importantes retos a la gestión urbana del agua, habiendo de abastecer simultáneamente a zonas despobladas y a núcleos urbanos de cada vez mayor tamaño. España es, además, el tercer país con un mayor nivel de explotación de sus recursos hídricos (European Environmental Agency, 2017), solo por detrás de Malta y Chipre.

En términos de gobernanza, las principales actuaciones de política pública se han centrado tradicionalmente en las denominadas soluciones de oferta.¹ Sin embargo, se ha encontrado que cuando no se combinan con políticas de control de demanda, ésta tiende a aumentar hasta consumir toda la nueva cantidad disponible (World Bank Group, 2016). Por tanto, las políticas de demanda, que suelen clasificarse en tarifarias – basadas en el precio del agua- y no tarifarias,² han tomado un papel central en las últimas décadas. De entre estas, las políticas tarifarias son las que han adquirido una mayor relevancia, debido en parte a la especial

¹ Entre las cuales se encuentran la construcción de infraestructuras hidráulicas que permitan la captación y almacenamiento (i.e. embalses), desalinización o reutilización de agua.

² Las políticas no tarifarias incluyen una amplia gama de actuaciones como evitar la existencia de fugas en las redes, la instalación de dispositivos eficientes en los hogares e industrias o cambios en el comportamiento de los consumidores respecto al uso del recurso.

atención que han recibido por parte de organismos internacionales y normativas como la Directiva Marco del Agua en Europa.

En este contexto, el presente trabajo tiene por objeto analizar la situación de las políticas tarifarias del agua urbana en España, identificando aquellos puntos susceptibles de mejora. Así mismo, se realizará una revisión sobre el estado del arte en el diseño de tarifas que permitan abordar de forma simultánea los distintos objetivos a los que debe atender la gestión de los recursos hídricos, a fin de proponer cambios en las tarifas actuales en España.

2. Políticas tarifarias y multiplicidad de objetivos:

2.1. Gestión integrada de los recursos hídricos y políticas tarifarias.

El paradigma de la gestión integrada de los recursos hídricos (GIRH), establece una serie de principios sobre los que debe descansar la gestión del agua (GWP, 2000), y que condicionan el diseño de las políticas tarifarias. De un lado, se reconoce que es un bien esencial para la vida, por lo que se debe garantizar su acceso universal. De otro lado, se trata de un recurso escaso con valor económico, que contribuye simultáneamente a objetivos sociales, medioambientales y económicos (OECD, 2011) y que genera importantes externalidades. Las políticas tarifarias deben ser formuladas, por tanto, de forma que acomoden simultáneamente los objetivos de eficiencia económica, equidad y sostenibilidad medioambiental. Esta multiplicidad de objetivos, en ocasiones en conflicto, justifica el empleo de herramientas que faciliten la asignación del recurso. En este sentido, los instrumentos económicos y en particular las políticas tarifarias, juegan un papel clave para diseñar esquemas de incentivos que permitan una óptima distribución (OECD, 2011).

Otro concepto clave en la gestión integrada de los recursos hídricos es el de recuperación de costes. La asignación eficiente del recurso y su reparto entre los distintos usos requiere conocer el denominado “*full cost*” o coste total, que incluiría tanto el coste económico total como las externalidades medioambientales y de salud pública (GWP, 2000). Por coste económico total se entendería la suma de distintos conceptos entre los que se encuentran los costes de gestión del recurso, costes de operación y mantenimiento, el coste de oportunidad de usos alternativos del agua, y las externalidades económicas relacionadas con cambios en la actividad de sectores afectados de forma indirecta (GWP, 2000). La estimación del “coste total” resulta imprescindible para realizar una asignación óptima. Además, el objetivo de

recuperación de costes, que establece la necesidad de recuperar el coste total en todos los usos del agua, permite asegurar la *sostenibilidad financiera* de las inversiones y los servicios de provisión de agua.

En Europa, la Directiva Marco del Agua (DMA), que entró en vigor en el año 2000, define las líneas básicas de un marco comunitario para la gestión de los recursos hídricos. En relación con los principios económicos, en su artículo 9 la Directiva señala que los Estados Miembros “*tendrán en cuenta el principio de la recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua, incluidos los costes medioambientales y los relativos a los recursos*”, y que deberán hacerlo a la vista del análisis económico efectuado, y de conformidad con el principio de que quien contamina paga. Para ello, destaca el papel de las políticas de precios, que deberán proporcionar “*incentivos adecuados para que los usuarios utilicen de forma eficiente los recursos hídricos y que, por tanto, contribuyan a los objetivos medioambientales*” de la propia Directiva. Hace referencia también a la necesidad de tener en cuenta los efectos “*sociales, medioambientales y económicos de la recuperación (de costes) y las condiciones geográficas y climáticas de la región o regiones afectadas*”.

Reconciliar estos objetivos en un único instrumento tarifario resulta a menudo complejo. Esto ha propiciado la aparición de una extraordinaria variedad de sistemas de precios y estructuras tarifarias que han tratado de dar respuesta a los conflictos que en ocasiones emergen entre dichos objetivos. En la siguiente sección discutiremos la tipología de tarifas y el estado del arte sobre la idoneidad de las mismas para alcanzar los objetivos de la gestión del agua.

2.2. Tipologías de políticas tarifarias y conflicto entre objetivos.

Desde un punto de vista genérico, los sistemas de precios más empleados suelen incluir un componente fijo - que no depende del volumen de agua consumido pero sí puede hacerlo en base a elementos (número de individuos, características de la vivienda, etc...)- y un componente variable, que dependería de la cantidad de agua consumida. Por último, algunas tarifas cuentan con descuentos para ciertos colectivos.

La configuración de estos elementos da lugar a la mayor parte de las tipologías actuales de tarifas, si bien no todos los componentes descritos han de estar presentes. Por ejemplo, en el caso de las *tarifas planas*, solo el componente fijo se hallaría presente, pagando el consumidor una cantidad predeterminada independientemente de su consumo. De otro lado,

las *tarifas volumétricas* contarían únicamente con el componente variable, cobrándose un precio por unidad de consumo (habitualmente el m³). Este precio puede ser único o “uniforme” para todos los niveles de consumo (*tarifas volumétricas uniformes*) o con precios distintos por m³ en función del bloque o rango de consumo en que nos encontremos. Aunque existen tarifas en bloques decrecientes,³ las más habituales son las denominadas “en bloques crecientes” (BCs).

La idea que subyace en esta estructura tarifaria es que el agua satisface distintas necesidades en función del nivel de consumo. Por tanto, en estas tarifas el precio es inferior para los primeros metros cúbicos -considerados esenciales-, mientras que bloques de consumo subsiguientes se cargan a un precio progresivamente más elevado (Suárez-Varela y Martínez-Espiñeira, 2018). Esto permite a los proveedores del servicio de agua ofrecer una cantidad mínima a los hogares más desfavorecidos, a precios por debajo de coste, cobrando a cambio un precio superior a los hogares con mayores niveles de consumo.⁴ Se generan así subsidios cruzados entre los hogares de mayor y menor nivel de ingreso (Boland y Whittington, 2000).⁵ Este tipo de estructuras volumétricas han sido, por tanto, recomendadas de forma habitual sobre la base de que permiten alcanzar el principio de equidad a la par que se fomenta la sostenibilidad medioambiental y el consumo eficiente del recurso (Wichelns, 2013; Hoque y Wichelns, 2013), objetivos que ni las tarifas planas ni las volumétricas uniformes permitirían conseguir. Para asegurar además la recuperación de costes y estabilidad financiera de los proveedores del servicio urbano de agua, las tarifas en bloques crecientes suelen ser complementadas con un componente fijo. De hecho, las tarifas binomiales, que combinan un componente fijo y con otro variable, normalmente en forma de bloques crecientes, son las más habituales hoy en día (Dinar et al., 2015; IWA, 2014; OECD, 2010).

Estas tarifas también muestran sin embargo ciertas desventajas. El componente fijo introduce un elemento de regresividad en el consumo, por el cual el precio por m³ decrecería en los primeros niveles de consumo (Suárez-Varela et al. 2015; Suárez-Varela y Martínez-Espiñeira, 2018). Por tanto, un componente fijo que suponga una proporción elevada de la factura total implicaría a menudo un desincentivo al ahorro de agua (Hoque y Wichelns,

³ En las que el precio por m³ desciende con el consumo en bloques.

⁴ Dado que se conoce que los hogares con menor nivel de ingreso suelen contar con menores dispositivos consumidores de agua (Whittington, 1997), es de esperar que coincidan con los de mayor ingreso (Rogers et al. 2002).

⁵ Estos subsidios suelen ocurrir en el ámbito urbano también entre los usos industriales y residencial, fijándose en ocasiones tarifas más elevadas para los primeros (García-Valiñas and Arbués, 2020).

2013). Además, podría lesionar a los consumidores de menor nivel de ingresos, que podrían tener dificultades a la hora de acceder al servicio. Por su parte, las tarifas en bloques crecientes no están libres de inconvenientes. Un argumento frecuente en contra de su utilización es que impone una carga adicional a las familias numerosas (Arbués y Barberán, 2012; OECD 2010) y a aquellas comunidades que cuenten con conexiones múltiples – varios hogares comparten la misma conexión-⁶ (Whittington, 1992; Donkor, 2009), dado que alcanzarían bloques de consumo superiores sin que ello implique necesariamente un despilfarro del recurso. Además, artículos recientes han encontrado que el impacto efectivo de estas tarifas se encuentra muy lejos de su óptimo teórico. Esto es porque para que las tarifas en BCs fueran efectivas habrían de cumplirse al menos dos premisas. En primer lugar, que los hogares de menor ingreso efectivamente consuman menos que los ricos. De otro, para que se produjera el subsidio cruzado el precio por m³ para los bloques de consumo más elevados debería estar por encima del coste medio, lo que permitiría reducir el precio del primer bloque -de consumo básico. El precio del segundo bloque, en el que deben recaer la mayor parte de los hogares, debería igualarse al coste marginal para ofrecer incentivos económicos al ahorro y permitir la recuperación de costes (Boland y Whittington, 2000; Nauges y Whittington, 2017; Whittington y Nauges, 2020, Wilchens, 2013). Sin embargo, en la práctica se conoce que la correlación entre el ingreso y el consumo de agua es muy reducida (Andrés et al., 2019; Nauges y Whittington, 2017), es decir, los hogares ricos no tienden a consumir mucho más que los pobres. Además, en la mayor parte de las ciudades tanto del mundo desarrollado como de países de ingreso medio o bajo, el precio de todos los bloques -incluido los de mayor consumo- se halla por debajo del precio medio y el límite del primer bloque suele fijarse muy por encima del consumo considerado como mínimo para satisfacer necesidades básicas (Boland y Whittington, 2000; Whittington y Nauges, 2020). Esto implicaría que en la práctica los hogares de mayor ingreso recibirían más subsidios que los más pobres.

De hecho, un extenso número de trabajos muestran de que el diseño inadecuado de las tarifas en BCs limitaría su eficiencia para subsidiar a los hogares más pobres. En un informe del Banco Mundial en el año 2005, Komives et al. concluían, a través de un extenso análisis de multitud de casuísticas procedentes de todos los continentes, que el impacto redistributivo de los subsidios aplicados en los servicios de agua urbana y electricidad -y en particular, de los

⁶ Según Boland and Whittington (2000) los hogares más pobres son también los que tienden a compartir conexiones, por lo que tendría además implicaciones en términos de equidad

basados en tarifas en BCs- era bastante limitado en comparación con otros mecanismos redistributivos. Borenstein (2012), Nauges y Whittington (2017) o Whittington et al. (2015) confirmarían estos hallazgos, concluyendo que, en ausencia de un diseño adecuado, las tarifas en BCs tendrían un poder redistributivo reducido, llegando a desviar incluso los subsidios a los hogares de ingreso medio o alto. Esto se produciría sobre todo por el hecho de que la mayor parte de las veces los precios de los bloques más altos se encuentran subsidiados.

Para evitar estos efectos indeseados, tradicionalmente se han diseñado mecanismos muy diversos. Entre los más comunes, destaca la inclusión de *mínimos exentos* de consumo - es decir, una cantidad de agua exenta de pago o cuyo precio es igual a cero, y que suele coincidir con el primer bloque de consumo- o modificar las tarifas para tener en cuenta el tamaño familiar o nivel de ingreso-. Sin embargo, como se comentará más adelante, ninguno de ellos ha demostrado demasiada eficacia en términos de mejoras en la equidad y eficiencia (Castro et al., 2002; Arbués y Barberán, 2012). Algunas investigaciones proponen alternativas a las estructuras tarifarias actuales. Por ejemplo, Komives et al. (2005) sugieren que los “subsidios de conexión” para los hogares más pobres, es decir, aquellos que eliminan la parte fija de la tarifa que se paga por estar conectado al servicio, muestran una mayor eficacia. Además, señalan que las tarifas en “volúmenes diferenciados” – similares a las de bloques crecientes, pero en las que el hogar paga todos los m³ al precio del bloque en el que recae su consumo – pueden funcionar mejor que las en BCs sobre todo si se fija un precio que recupere el coste total (*full-cost*) a partir de cierta cantidad consumida. Finalmente, señalan que cuando sea posible, es preferible fomentar programas de transferencias a los hogares en lugar de realizar la redistribución a través de las tarifas (Komives et al. 2005), cuestión en la que coinciden otros estudios (García-Valiñas y Arbués, 2020; OECD, 1987; Schoengold y Zilberman, 2014). Por su parte, otros autores recomiendan sustituir las tarifas en bloques crecientes por tarifas volumétricas uniformes -en las que el precio por m³ sea igual al coste marginal combinadas con una bonificación o componente fijo negativo (Boland y Whittington, 2000) o algún otro programa de asistencia a los consumidores más pobres (Whittington y Nauges, 2020; Nauges y Whittington, 2017).

Una revisión exhaustiva de la literatura nos permite, por tanto, concluir la dificultad de adoptar tarifas que permitan conseguir de forma simultánea todos los objetivos de la gestión del agua. Un diseño cuidadoso de las mismas, siguiendo los principios anteriormente comentados, es clave para evitar efectos indeseados.

3. Situación de las políticas tarifarias para agua urbana en España.

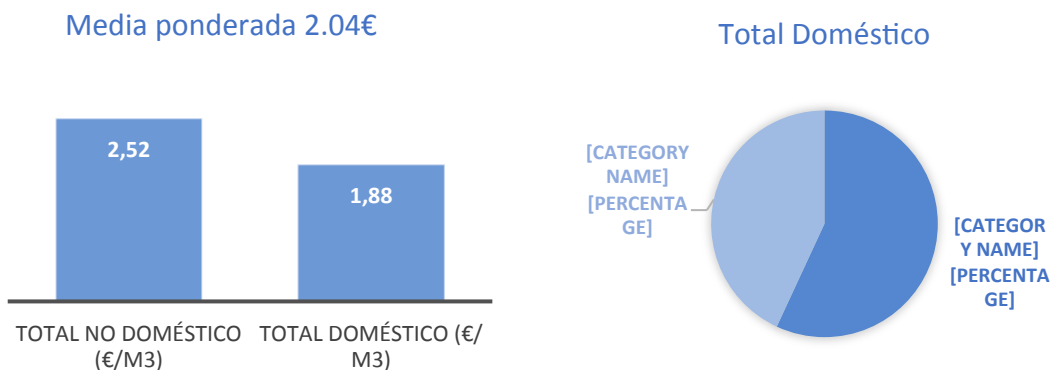
España cuenta con el tercer índice de explotación hídrica más elevado de la Unión Europea - solo detrás de Malta y Chipre (European Environmental Agency, 2017)-, y con gran parte de su territorio en una situación de estrés hídrico severo (European Environmental Agency, 2012). Además, el cambio climático amenaza con empeorar esta situación, con aumentos de 1.9°C para 2040, reducciones del nivel de precipitación de hasta un 6% (CEDEX, 2011) y un aumento en la prevalencia de sequías (OECD, 2011). A pesar de ello, es también uno de los países de la UE con mayor nivel de consumo medio de agua por habitante (PWC, 2018).

Sin embargo, este consumo medio se debe fundamentalmente al sector agrario. En el sector de agua urbana, la situación es sustancialmente distinta. En lo que se refiere al uso doméstico, que supone la mayor parte del consumo de agua urbana, España cuenta con uno de los consumos más bajos de la Unión Europea (AEAS-AGA, 2012). Si bien los datos difieren entre fuentes estadísticas, la mayor parte de encuestas sitúan el consumo medio doméstico en el rango de 120-140 litros por persona y día en años recientes (AEAS-AGA, 2020; INE, 2016). De entre los usos del agua urbana, el consumo doméstico es precisamente el de mayor importancia, con un 73% del consumo total dedicado a este uso. Otro 13% se destinaría al consumo industrial, mientras que el 14% restante procede de usos varios como los municipales o institucionales (AEAS-AGA, 2018).

En lo que se refiere a las políticas tarifarias, España cuenta con uno de los precios medios más bajos de la Unión Europea (AEAS-AGA, 2020; PWC, 2018; OCDE, 2010, 2013). Según la Asociación Española de Abastecimiento y Saneamiento (AEAS-AGA, 2020), el precio medio para agua urbana en España -incluyendo usos domésticos y no domésticos⁷- ascendía a 2.04€/m³ en 2019. Se encontraría, por tanto, muy alejado de la media de la Unión Europea - por encima de los 3.5€/m³-, y de los más de 7€ por m³ en países como Dinamarca o los casi 6€ de Alemania (AEAS-AGA, 2020; PWC, 2018), incluso una vez consideradas las diferencias en los niveles/coste de vida. Se observa además que el precio medio es superior en los usos no-domésticos -2.52€/m³- que en los domésticos - 1.88 €/m³- , confirmando la posible existencia de subsidios cruzados entre estos usos (García-Valiñas y Arbués, 2020).

⁷ Por uso doméstico nos referimos al consumo por parte de los hogares. Uso no-doméstico haría referencia a sectores económicos (industria, servicios, ganadería).

Figura 1: Precio (€/m3) del agua urbana para usos domésticos y no domésticos, por CCAA.



Fuente: Elaboración propia basada en AEAS (2020).

Además, del precio medio de 1.88€/m3 para usos domésticos, la mayor parte -1.07 euros- corresponde a abastecimiento, mientras que los restantes 0.81€ se atribuyen a saneamiento (AEAS-AGA, 2020).⁸ Se observa sin embargo un crecimiento significativo en los últimos años. En el caso del servicio de abastecimiento, los crecimientos experimentados en el precio medio implícito⁹ ascenderían – en términos nominales- a una tasa (crecimiento anual compuesto) del 4.9% durante el periodo 2000-2014 y el 5.2% durante 2008-2014 (PWC, 2018). Cabe destacar que en términos reales -una vez descontado el efecto de la inflación-, las tasas de crecimiento se reducirían a 2.4% y 3.8% respectivamente. Desde 2014 a 2016- último año del que se dispone de dato del INE- la tendencia creciente se mantiene, aunque a un ritmo inferior con un incremento de en torno al 1.5% anual en términos nominales en este periodo. Para los últimos años, AEAS-AGA (2020) encuentra tasas similares, situando el crecimiento del precio medio del agua urbana en un 0.97% entre 2018 y 2019.

En las siguientes secciones, exploraremos la situación de las políticas tarifarias de agua en España en relación a sus aspectos fundamentales. Nos centraremos principalmente en las

⁸ De nuevo, las estadísticas difieren según las fuentes consultadas, si bien todas se sitúan en un entorno parecido. El precio medio implícito reflejado por la Encuesta de Suministro y Saneamiento del Agua del Instituto Nacional de Estadística se sitúa sobre 1.95€/m3 en el año 2016 (INE, 2016), siendo este el último dato disponible. En línea con los resultados de AEAS-AGA (2019), la mayor parte -1.17 euros- correspondería a abastecimiento, mientras que los restantes 0.78€ se atribuyen a saneamiento (INE, 2016).

⁹ Es decir, aquel que se calcula como el cociente entre los ingresos por el servicio realizado y el volumen total de agua registrada y distribuida a todos los usuarios.

tarifas de uso doméstico, por tratarse este del uso principal, incluyendo al final una sección dedicada a las tarifas de uso no-doméstico.

3.1. Compleja estructura administrativa e implicaciones:

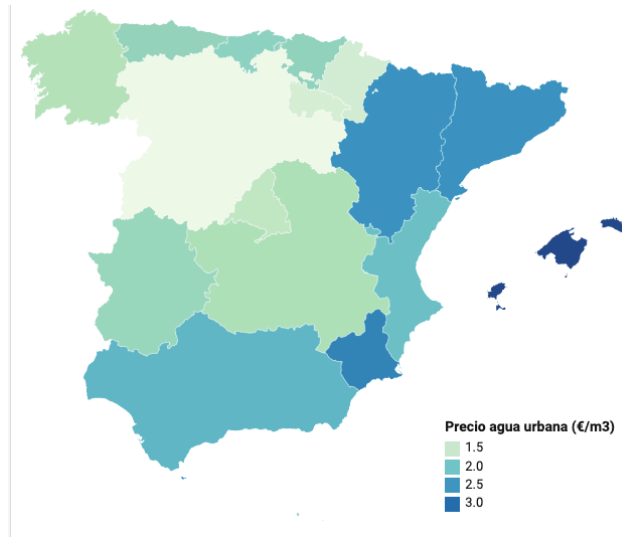
En España, la Ley 7/1985, de 2 de abril, Reguladora de las Bases del Régimen Local establece que la jurisdicción y responsabilidad sobre la provisión del servicio urbano de agua – y por tanto, la fijación de precios- recae sobre los 8.131 gobiernos municipales.¹⁰ Los municipios pueden a su vez elegir entre proveer el servicio directamente a través del propio ayuntamiento o externalizarlo. En caso de externalización, esta puede realizarse a su vez a una empresa pública, a una privada o a una empresa de colaboración público-privada (también denominadas mixtas). De hecho, actualmente, la provisión del servicio se reparte entre estas cuatro modalidades: el 10% de la población es abastecido por servicios municipales, un 35% por empresas públicas, el 33% por empresas privadas y el 22% restante a través de empresas mixtas (AEAS, 2018). El procedimiento para modificar las tarifas comienza con una propuesta por parte del gestor del servicio – ya sea este el propio ayuntamiento o el gestor externo si el servicio ha sido externalizado- que debe ser justificada en base a criterios técnicos y económicos -costes, necesidades de inversión en redes, etc.- (García-Rubio et al. 2015). La propuesta es sujeta posteriormente a consulta pública y ha de ser aprobada en el pleno del ayuntamiento para asegurar que se salvaguardan los objetivos sociales de acceso y equidad. Tras su aprobación, se envía a la Hacienda pública regional, que supervisa el proceso y proporciona su aprobación administrativa. Finalmente, las tarifas se publican en los Boletines Oficiales provinciales o autonómicos, entrando de esta forma en vigor (Picazo-Tadeo et al. 2020).

No existe, sin embargo, ningún marco legal ni regulatorio que establezca directrices sobre la determinación de las tarifas de agua. Por tanto, la combinación de un sistema altamente descentralizado, con la existencia de varios modelos de gestión y la intervención de distintos niveles de la administración, genera una extraordinaria variedad de niveles de precios y sistemas tarifarios (Suárez-Varela et al. 2018, European Environmental Agency, 2013). Dado el elevado nivel de discrecionalidad en su fijación, la variabilidad de las tarifas entre

¹⁰ Ver INE, 2020. Se puede acceder aquí.
https://www.ine.es/daco/daco42/codmun/cod_num_muni_provincia_ccaa.htm

municipios y Comunidades Autónomas es también elevada, con oscilaciones que van desde entorno a 2.75€/m³ de Ceuta y Murcia, hasta 1.28€/m³ en Castilla y León (AEAS-AGA, 2020) sin que esto refleje necesariamente el nivel de estrés hídrico al que están sometidas las regiones (PWC, 2018).

Gráfico 2. Precio medio del agua urbana por CCAA (€ por m³)



Fuente: Elaboración propia basada en AEAS (2020).

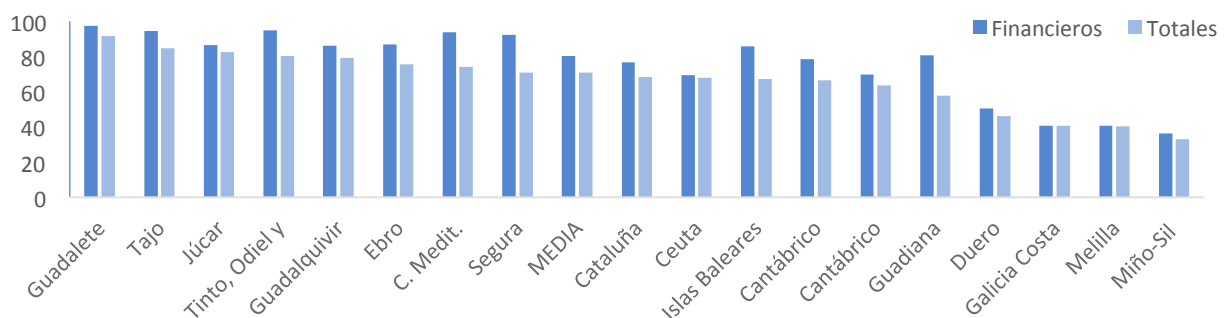
La diversidad de estructuras tarifarias es también elevada. Según el último estudio disponible de la Asociación Española de Abastecimiento y Saneamiento (AEAS, 2020), el 99% de los municipios en España aplicaban tarifas binomiales -con componente fijo y variable-, incluyendo el 13% un mínimo exento en el componente fijo. Respecto a la parte variable de la tarifa, un 4% aplican tarifas uniformes- un solo bloque-, un 6% tarifas con dos bloques, un 29% incluyen tres bloques y hasta un 62% contarían con tres o más bloques. En ausencia de un marco regulatorio común, los precios suelen depender en exceso de criterios políticos, basados sobre todo en estrategias e intereses particulares de los municipios y de otros niveles superiores de la administración, las demarcaciones hidrográficas y Organismos de cuenca u otras agencias dependientes de la UE (European Environmental Agency, 2013). Así lo confirman también algunas investigaciones empíricas (Picazo-Tadeo et al. 2020; Suárez-Varela et al. 2015; 2018).

3.2. Recuperación de costes y sostenibilidad financiera.

Como se ha comentado con anterioridad, la Directiva Marco del Agua, que entró en vigor en el año 2000, establece la recuperación total de los costes del servicio, incluidos los medioambientales y el coste de oportunidad del recurso. Este objetivo resulta imprescindible para fomentar los principios de eficiencia y sostenibilidad financiera de los servicios de provisión. Sin embargo, en España la recuperación de costes está lejos de alcanzarse.

El Acuerdo de Asociación suscrito con la Unión Europea (MINHAP, 2014) establece la necesidad de una evaluación ex-ante, incorporando una estimación del grado de recuperación de costes (incluidos los medioambientales, y costes de uso del recurso estimados para 2021) para el uso de los fondos comunitarios – FEDER, FEADER, FSE y FEMP- en el periodo 2014-2020 (Secretaría de Estado de Medio Ambiente-CEDEX, 2017). El gráfico 2 muestra el porcentaje de recuperación de los costes financieros y totales del agua urbana por Cuenca hidrográfica conforme a los planes hidrológicos de cuenca de segundo ciclo de planificación (2015-2020).

Gráfico 3: Recuperación de los costes financieros y totales del agua urbana por Cuenca hidrográfica.



Fuente: Elaboración propia basada en Secretaría de Estado de Medio Ambiente-CEDEX (2017)

Como se observa, el grado de recuperación de costes alcanza únicamente el 80.2% de los costes financieros para usos urbanos, siendo incluso inferior (un 70%) si se consideran los costes medioambientales y de uso del recurso. A pesar de hallarse muy alejado de la recuperación total de los costes (100%), el porcentaje de recuperación se encuentra en la media del total de usos del agua en España. Según un estudio reciente de la consultora Price Waterhouse Coopers (PWC, 2018), España se sitúa así como el único país de la Unión Europea que no llega a recuperar ni siquiera los costes operativos, y por tanto tampoco los costes de inversión -Capex. Una exploración pormenorizada del gráfico 3 muestra también diferencias significativas en el grado de recuperación del coste total entre Cuencas

Hidrográficas, que oscila desde el 33.1% en la cuenca de Miño-Sil hasta el 91.4% en la del Guadalete y Barbate.

Entre las razones aducidas de manera habitual para explicar la insuficiente recuperación de costes, García-Rubio et al. (2015) destacan, tras una exhaustiva revisión, tres: 1) La inversión en infraestructuras se financia normalmente a través de los presupuestos públicos, sin traspasar dicho coste al precio, suponiendo por tanto una forma implícita de subsidio (González-Gómez et al. 2012), 2) el resultado se ve afectado sobre todo por municipios pequeños, cuyos costes de inversión son cubiertos por los gobiernos sin recuperación posterior. En municipios medianos y grandes la recuperación de costes es prácticamente total, y 3) existe una importante resistencia política a aumentar las tarifas, dado que se trata de una medida muy impopular entre la ciudadanía.

3.3.Eficiencia y sostenibilidad medioambiental.

De acuerdo con el principio de eficiencia, el agua debe ser asignada al uso que genere mayor valor económico, lo que estaría íntimamente relacionado con su sostenibilidad medioambiental. Un adecuado diseño de incentivos, que fomente el ahorro del recurso y su óptima distribución entre los distintos usos promovería de forma simultánea la consecución de ambos objetivos. En este sentido, la DMA destaca la importancia de las políticas tarifarias como medio para proporcionar incentivos adecuados para el uso eficiente de los recursos hídricos y contribuir a los objetivos medioambientales de la Directiva.

En base a estos preceptos, y siguiendo la recomendación de los principales organismos internacionales (Comisión Europea, 2000), algunas organizaciones del sector¹¹ recomendaron la adopción de tarifas en bloques crecientes. Es por esto que su uso se extendió y, como se comentaba anteriormente, en la actualidad suponen la práctica totalidad de las tarifas -96% (AEAS-AGA, 2020)-. Sin embargo, como se ha discutido con anterioridad, la efectividad de estas tarifas para fomentar un uso eficiente pasa por un adecuado diseño, en el que la mayoría de los hogares recaiga sobre el bloque de consumo que se cargue al coste marginal (Boland y Whittington, 2000; Nauges y Whittington, 2017; Whittington y Nauges, 2020, – o a aquel que implique la recuperación de los costes operativos del servicio y de los subsidios al primer

¹¹ Véase, por ejemplo, AEAS (2014).

bloque- (Wilchens, 2013). Para ello, en primer lugar las tarifas de agua deberían aproximarse a la recuperación de costes, lo que no ocurre actualmente en España (Ver sección 3.1). Avanzar hacia la recuperación de costes es, por tanto, también conveniente desde el punto de vista de la eficiencia.

Además, en España el componente fijo de la tarifa es elevado y está presente en el 99% de las estructuras tarifarias (AEAS-AGA, 2020), lo que introduce un elemento de regresividad de la tarifa -con respecto al consumo¹²- (Suárez-Varela et al. 2018, Suárez-Varela et al. 2015). Utilizando una muestra de municipios representativa del 48.58% de la población, Suárez-Varela et al. (2018) proponían un indicador para medir el nivel de progresividad o “escalación” de las tarifas de agua en España.¹³ Encontraban así que si bien cuando se consideraba únicamente el componente variable de la tarifa, estas eran, en media, progresivas en el nivel de consumo, al incluir el componente fijo, las tarifas resultaban, de facto, regresivas en el consumo de los hogares, lo que limita su eficacia a la hora de promover el ahorro y eficiencia en el uso del recurso. De este mismo estudio se deduce que para un consumo considerado representativo de 15m³, hasta un tercio de la tarifa estaba compuesta en 2014 por el componente fijo - esto sin siquiera considerar los impuestos que se cargan junto a la factura del agua-. De hecho, utilizando consumos representativos de distintos niveles de consumo (3, 5, 10, 15, 20, 25 y 50 m³) para la media de los municipios considerados, los datos muestran que el precio por metro cúbico -sumando los componentes fijo y variable- se reduce hasta el entorno de los 15-20m³, y que este solo se recupera parcialmente desde entonces.

Otro elemento de ineficiencia es el mínimo exento, que se halla presente en un 13% de las tarifas en España (AEAS-AGA, 2019). Existe, de hecho, una clara tendencia a eliminar estos instrumentos, que han sido criticados sobre la base de que no ofrecen incentivos al ahorro de agua (Castro et al., 2002), mostrando sin embargo poca efectividad a la hora de mejorar los niveles de equidad (OECD, 2003; 2010; García-Valiñas y Arbués, 2020). Adicionalmente, la existencia de contadores colectivos (i.e. conexiones múltiples) en un porcentaje significativo de edificios (García-Valiñas y Arbués, 2020) podría generar comportamientos de “free-

¹² Precio medio decreciente hasta niveles de consumo elevados.

¹³ Cabe notar que, en este contexto, progresividad hace referencia al nivel de “escalamiento” incorporado en la tarifa de agua, teniendo en cuenta la diferencia de precio entre unos bloques de consumo y otros. No se debe confundir por tanto con la noción habitual que implica que los individuos de mayor nivel de ingreso paguen una mayor cantidad que los hogares pobres.

riding” y desincentivo al ahorro, en la medida en que la factura se paga de forma conjunta entre todos los hogares integrantes del edificio.

En este contexto, un adecuado diseño de la tarifa, siguiendo los principios expuestos en la sección 2, se revela imprescindible para que las estructuras en bloques crecientes permitan de forma simultánea recuperar costes y proporcionar incentivos al ahorro. Así mismo, estudios recientes recomiendan la utilización de otro tipo de tarifas, como las tarifas volumétricas uniformes con una bonificación o programas de asistencia para los consumidores más pobres (Boland y Whittington, 2000; Whittington y Nauges, 2020; Nauges y Whittington, 2017) y otras formas tarifarias. Consultar sección 2 para más información sobre un adecuado diseño de tarifas.

Respuesta del consumidor:

Un aspecto clave y habitualmente olvidado las políticas tarifarias es el de los sesgos de percepción por parte del consumidor, que limita la eficacia de las políticas de precios para promover un consumo eficiente. La mayor parte de los diseños tarifarios se basan en la asunción de que el consumidor tiene información perfecta sobre la estructura tarifaria y la cantidad que consume, y es capaz, por tanto, de ajustar su comportamiento. Sin embargo, la evidencia empírica muestra que en la mayor parte de los casos, los consumidores no están informados sobre las tarifas que le aplican o de su propio nivel de consumo (García-Valiñas et al, en curso; Nieswiadomy y Molina, 1989; NatarajyHanneman, 2011; Pérez-Urdiales et al., 2015; Binet et al., 2014; Wichman, 2017), e incluso cuando lo están, encuentran difícil entender las complejas estructuras tarifarias (Nieswiadomy y Molina, 1989; De Bartolome, 1995).

En España, las nuevas tarifas son publicadas a través de los boletines oficiales de la provincia o la Comunidad Autónoma. No existe, sin embargo, obligación de publicar esta información ni en la factura emitida al consumidor, ni en otros lugares más accesibles como la página web del proveedor del servicio. Por tanto, conocer las tarifas puede entrañar a veces una búsqueda exhaustiva a través de los boletines oficiales, lo que implica una enorme cantidad de tiempo y esfuerzo. Además, es habitual que otros servicios municipales, como el servicio de basuras, se cobren también a través de la factura de agua, lo que dificulta la separación de ambos

conceptos. Como consecuencia, la mayor parte de los consumidores en España admiten no conocer las tarifas.

En uno de los pocos estudios al respecto realizado en España (Pérez-Urdiales et al., 2015), solo un 34.52% reportaba conocer, no ya el nivel y estructura de su tarifa, sino qué tipo de tarifa se le aplicaba – es decir, si era plana, uniforme, en bloques crecientes o decrecientes-. Estudios más recientes confirman estos resultados. Por ejemplo, García-Valiñas et al. (2020) encuentran, utilizando una muestra representativa de consumidores en la ciudad de Granada, que el nivel de conocimiento tanto del consumo como de la factura es bastante reducido. De hecho, la mayor parte de los consumidores ni siquiera se aventuran a dar una respuesta al ser preguntados por su consumo -hasta un 88% - o su factura -54%-. Incluso cuando dan una respuesta, las desviaciones son extremadamente altas. En media, los consumidores sobreestiman su factura de manera acusada -casi el doble de lo que es en realidad-, mientras que infraestiman su consumo -aunque en mucha menor medida-. Los resultados parecen, además, apuntar a la falta de información como un importante factor explicativo de las desviaciones observadas. Los hogares que menos se desvían son también aquellos que cuentan con mejor información, lo que indicaría que implementar políticas encaminadas a incrementar el nivel de información de los hogares podría ser muy efectivo para reducir este tipo de percepciones erróneas.

3.4. Objetivos sociales: Equidad.

Uno de los indicadores más comunes a la hora de medir el acceso al agua es el del esfuerzo económico realizado por los hogares, es decir, el porcentaje del presupuesto familiar que se destina al pago de la factura de agua. Con carácter general, se entiende que existen problemas de acceso o “pobreza hídrica” si las familias destinan más de un 3% de su presupuesto a este concepto. En España, el esfuerzo económico de los hogares está lejos de alcanzar este umbral, suponiendo en el año 2019 la factura del agua un 0.89% del presupuesto familiar de media (AEAS-AGA, 2019), lo que indicaría que no existen en principio problemas graves de acceso. Incluso en los municipios y grupos socioeconómicos en los que el esfuerzo realizado es mayor -e.g. hogares pobres o municipios con precios elevados-, este no superaría el 3% (García-Valiñas y Arbués, 2020).

Además de asegurar el acceso universal, el principio de equidad implica que este acceso sea equitativo entre los distintos grupos sociales. Para ello, se utilizan principalmente dos instrumentos económicos: las bonificaciones o instrumentos tarifarios -que afectan a la estructura de la tarifa- y los fondos de solidaridad – ajenos al sistema tarifario, proveen de recursos para hacer frente al pago de la factura- (AEAS-FEMP, 2017). En España, hasta un 94% de los municipios cuentan actualmente con algún mecanismo de acción social, siendo los instrumentos tarifarios los más implantados (AEAS-AGA, 2020). Entre los instrumentos basados en la tarifa, cabe destacar el diseño de la propia estructura tarifaria y la inclusión de bonificaciones para ciertos colectivos (que pueden ser tanto en la parte fija como en la variable). Como discutíamos anteriormente, las tarifas en BCs -que se aplican en un 99% de los municipios españoles (AEAS-AGA, 2020)- han sido promovidas sobre la base de que permiten subsidios cruzados, ofreciendo una cantidad mínima a los hogares de menor ingreso a precios más bajos a cambio de cobrar un precio mayor a aquellos que hacen un uso excesivo del recurso. Esto tiene sentido solo si los hogares de mayor ingreso son efectivamente aquellos que más consumen- lo que no parece confirmarse en estudios empíricos en países de nuestro entorno (Andrés et al., 2019; Nauges y Whittington, 2017)- y los bloques superiores se cargan a precios por encima del precio medio – lo que tampoco ocurre en la mayor parte de países (Whittington y Nauges, 2020, Boland y Whittington, 2000)-. Esto ocasionaría una distribución ineficiente de los subsidios, en la que los hogares ricos recibirían incluso más subsidios que los pobres.

Aunque no existen estudios al respecto en España, el hecho de que no se alcance la recuperación de costes, y que esta se produzca a través de un componente fijo elevado, parece indicar que las tarifas en BCs, en media, no cumplirían actualmente los preceptos para ser consideradas equitativas. Otros elementos de las estructuras tarifarias en España pueden estar generando distorsiones en términos de equidad. En primer lugar, la inclusión de un mínimo exento en el 13% de los municipios puede resultar regresiva si no se aplica únicamente a los hogares con necesidades económicas. Además, es habitual que este mínimo exento o el límite del primer bloque se fije muy por encima del consumo considerado como mínimo para satisfacer las necesidades básicas, lo que de nuevo limitaría su capacidad para fomentar equidad. Dado que se desaconsejan también desde el punto de vista de la eficiencia, se suele recomendar su sustitución por otros instrumentos más efectivos. De otro lado, el elevado componente fijo de las tarifas en España resultaría también regresivo, y lesivo para el acceso, dado que se pagaría por todos los hogares por igual.

Esto se compensa de manera habitual mediante inclusión de bonificaciones – a la cuota fija o al precio por m³-, o a través de los llamados fondos de solidaridad -que incluirían la cobertura de parte o la totalidad de la cuota fija-(AEAS-AGA, 2020). Entre estos instrumentos, destacan las “tarifas sociales”, y las “tarifas especiales” para familias numerosas o para hogares con conexiones múltiples. Las tarifas sociales son aquellas se aplican según diferentes criterios relacionados con el nivel socioeconómico del hogar, entre los que se encuentran contar con un ingreso inferior a alguna proporción del Salario Mínimo Interprofesional o del IPREM (Indicador Público de Renta de Efectos Múltiples), estar jubilado o encontrarse en riesgo de exclusión social (AEAS-FEMP, 2017). En el caso de las tarifas especiales que se implementan para evitar que las tarifas en BCs perjudiquen a las familias numerosas, estas suelen tomar principalmente dos formas: 1) ajustes del tamaño de los bloques de forma que refleje una cantidad per cápita, 2) establecimiento de niveles de precios inferiores para estos hogares.

Sin embargo, los resultados de la aplicación de estas políticas varían ampliamente entre municipios, en función a su diseño e implementación (García-Valiñas y Arbués, 2020). En relación a las **tarifas especiales por familia numerosa**, mientras que algunos municipios consiguen cubrir al 100% de los hogares de gran tamaño -i.e. Barcelona, Sevilla o Málaga-, en otros se encuentra que el impacto sobre las familias numerosas es pequeño – i.e. Las Palmas de Gran Canaria- o prácticamente nulo -i.e. Alicante o Zaragoza- (García-Valiñas y Arbués, 2020). Los autores destacan varios problemas en la implementación de estas bonificaciones. En primer lugar, que utilizar el criterio de familia numerosa deja fuera a hogares con un elevado número de integrantes -e.g. pisos compartidos- que sin embargo no cualifican como tal según la Ley 40/2003 de Protección a las Familias Numerosas. Además, observan que el número de miembros requeridos para ser considerado en la bonificación varía entre ciudades, sin que esté correlacionado con el tamaño medio del hogar en cada municipio. Por último, señalan que el hecho de que haya que solicitarlo expresamente deja fuera a muchos hogares que podrían beneficiarse, pero que no lo hacen porque desconocen su existencia. Con respecto a las **tarifas especiales para hogares con conexiones múltiples**, estas son bastante menos frecuentes (AEAS-FEMP, 2019), aplicando la mayor parte de los municipios analizados el sistema tarifario general también para estos hogares. En los casos en los que se aplican descuentos, se encuentra que generan importantes distorsiones en términos de eficiencia y equidad (García-Valiñas y Arbués, 2020). Finalmente, las **tarifas sociales** no

parecen generar mejores resultados. García-Valiñas y Arbués (2020) concluyen que no existen diferencias significativas en el esfuerzo económico realizado por los hogares afectados, antes y después de la aplicación de dichas tarifas. Señalan asimismo que el hecho de que los criterios de elegibilidad para optar a este tipo de bonificaciones son a menudo altamente restrictivos, por lo que solo un reducido porcentaje de hogares se beneficia de los mismos. Además, generan una elevada complejidad de la tarifa, que redundaría en mayores costes administrativos.

Es por esto que estudios recientes recomiendan la utilización de otros instrumentos. Por ejemplo, como comentábamos con anterioridad, Komives et al. (2005) recomiendan el empleo de “subsidios de conexión”– que eliminan la parte fija de la tarifa que se paga por estar conectado al servicio los hogares más pobres-. Finalmente, los programas de transferencias son en general preferibles a la redistribución a través de las tarifas (Komives et al. 2005; García-Valiñas y Arbués, 2020; OECD, 1987; Schoengold y Zilberman, 2014). Ver sección 2 para una discusión más extendida.

3.5. Usos no domésticos:

En el caso de los usos no domésticos, al igual que para las tarifas residenciales, la estructura tarifaria más habitual es la de una tarifa binominal con un componente fijo y otro variable normalmente en forma de BCs (Gracia-de-Rentería et al. 2019), sin bien las tarifas volumétricas uniformes están presentes también en algunos sectores y ciudades (Gracia -Valiñas y Arbués, 2020). Al contrario que en el sector residencial, en el caso de los usos no domésticos las empresas no siempre necesitan contar con agua potable, por lo que algunas optan por autoabastecerse a través de sus propias instalaciones. Aunque la cifra varía por sectores, se estima que en el año 2010 aproximadamente el 30% del agua para usos industriales provenía de la red municipal (INE, 2013). Esto tiene importantes implicaciones en términos de la efectividad de las políticas tarifarias para estos usos, en la medida en que solo el agua procedente de las redes municipales estaría sujeta a las tarifas de agua urbana (Gracia -de-Rentería et al. 2019; OECD 2017).

El agua para usos no domésticos incluye diversos sectores económicos, distribuyéndose los usos no domésticos del agua urbana en el año 2013 de la siguiente manera: 40.87% industria y manufacturas, 3.86% industria energética, 2.20% construcción; 50.06%

servicio y 3.01% para agricultura (Gracia -de-Rentería et al. 2019; INE, 2017). Si bien algunas ciudades utilizan una tarifa única para todos los usos, es habitual que cuenten con tarifas diferenciadas para cada uno de los usos no domésticos (García-Valiñas y Arbués, 2020). En términos generales, el precio medio para usos no-domésticos supera al precio para usos residenciales (ver *gráfico 1*). Respecto a la estructura tarifaria, García-Valiñas y Arbués (2020) encuentran que el componente fijo de estas tarifas es mayor que el soportado por las tarifas residenciales para un mismo tamaño de contador. Además, señalan que existe una distancia inferior entre los bloques superiores de consumo y los inferiores, lo que indicaría una menor progresividad en las tarifas para usos no domésticos que para el caso de los usos residenciales. En conjunto, por tanto, las estructuras tarifarias para usos no domésticos generarían menos incentivos para un uso eficiente y sostenible del recurso que aquellas para usos residenciales.

4. Conclusiones:

En el presente trabajo, hemos analizado las políticas tarifarias de agua urbana en España, con el objetivo de caracterizar la situación actual de las mismas e identificar oportunidades de mejora. Los resultados permiten concluir que el precio del agua urbana en España es insuficiente, sobre todo en relación con los países de su entorno, si bien se percibe un esfuerzo sostenido por incrementarlos en las últimas décadas. La recuperación de costes es, por tanto, aún escasa. Las tarifas siguen sin cubrir los costes financieros de la provisión del servicio, y se encuentran muy alejadas de la recuperación de los costes medioambientales y de uso del recurso. Encontramos, asimismo, que las estructuras tarifarias actuales muestran un potencial significativo de mejora para satisfacer los principios de eficiencia y equidad, debido sobre todo a la escasa recuperación de costes y a un diseño inadecuado de las mismas. Además, existe evidencia sobre el hecho de que la falta de información del consumidor acerca de las tarifas y su propio consumo, así como la complejidad de los actuales sistemas tarifarios, podrían estar limitando el impacto de las políticas tarifarias para alcanzar los objetivos propuestos. De otro lado, se señala que la ausencia de un marco regulatorio común, combinado con el elevado nivel de descentralización en las competencias de fijación de precios y la existencia de varios modelos de gestión, genera una extraordinaria discrecionalidad en la fijación de precios que suele, así mismo, limitar su eficacia. Finalmente, merece la pena destacar que el acceso al agua no representa actualmente, sin

embargo, un problema: el esfuerzo económico realizado por los hogares se encuentra muy por debajo del 3% establecido como límite para considerar la existencia de pobreza hídrica, incluso para los grupos socioeconómicos más desfavorecidos.

Este análisis nos permite realizar algunas recomendaciones para la mejora de las políticas tarifarias de agua urbana en España. En primer lugar, se señala la necesidad de mejorar el diseño de las estructuras tarifarias, incorporando la evidencia reciente en torno al funcionamiento de las políticas de precios y eliminando aquellos elementos lesivos desde el punto de vista de la eficiencia, sostenibilidad ambiental y equidad presentes en las tarifas actuales, a la vez que se avanza en la recuperación de costes. Este diseño debería complementarse, además, con ejercicios de microsimulación que permitan analizar el impacto de las tarifas adoptadas sobre hogares con diversas características. Para ello, una asignatura pendiente es contar con bases de datos de calidad que puedan ser utilizadas para este propósito y que se encuentren a disposición de investigadores, entes públicos y privados. Las tarifas han de ser, además, simplificadas para facilitar su comprensión por parte del consumidor, y publicitadas en medios que le sean accesibles. Aquellas políticas encaminadas a incrementar el nivel de información y entendimiento del consumidor acerca de su consumo y estructura tarifaria -e.g. enviar esta información a través de emails, mensajes de texto, “Smart meters” o la propia factura-, mostrarían un elevado potencial para mejorar la efectividad de las políticas de precios.

Finalmente, la creación de un organismo regulador con competencias a nivel nacional -reclamado desde hace años por el sector- que ejerciese de supervisor independiente, entre otros aspectos, de los procesos de fijación de las tarifas del agua, permitiría reducir la elevada descentralización y arbitrariedad de las políticas tarifarias en España. Algunos organismos con implantación en otros países, como sería el caso de la OFWAT en Reino Unido (Ofwat, 2013), la ERSAR en Portugal (Martins et al., 2013b) o el CER en Irlanda (CER, 2014) podrían utilizarse como “benchmark” o punto de referencia, adaptándose posteriormente al contexto particular del sector del agua en España.

BIBLIOGRAFÍA

- AEAS- AGA (2020). “Estudio de Tarifas 2019. Precio de los servicios de abastecimiento y saneamiento en España”. Madrid, España.
- AEAS-AGA (2018). Datos sobre los servicios del agua urbana en España. Resultados del XV Estudio Nacional de Suministro de Agua Potable y Saneamiento en España 2018. Madrid, España.
- AEAS-AGA (2012). “XII Edición Encuesta de Suministro de Agua Potable y Saneamiento en España ".Can be accessed in:
<http://www.asoaeas.com/sites/default/files/Documentos/Nota>.
- AEAS-FEMP (2017). “Guía para la aplicación de mecanismos de acción social en el sector del agua urbana”.
- Andrés, L.A.;Thibert, M., Lombana, C., Danilenko, A.V., Joseph, G. and Borja-Vega, C. (2019) “Doing More with Less. Smarter Subsidies for Water Supply and Sanitation”, *International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank*, Washington DC.
- Binet, M. E., F. Carlevaro; M. Paul (2014). “Estimation of residential water demand with imperfect price perception. Environmental and Resource Economics 59 (4), 561-581.*
- Boland, J., Whittington, D. (2000). “The political economy of water tariff design in developing countries: Increasing block tariffs versus uniform price with rebate”. *In A. Dinar (Ed.), The political economy of water pricing reforms. New York: Oxford University Press.*
- Borenstein, S. (2012). “The redistributive impact of nonlinear electricity pricing”. *American Economic Journal: Economic Policy 4 (3), 56–90.*
- Castro, F., Da-Rocha, J.M.,Delicado, P. (2002), “Desperately seeking θ 's: estimating the distribution of consumers under increasing block rates”, *Journal of Regulatory Economics, 22(1),29-58.*
- CEDEX. (2011). Evaluación del Impacto del Cambio Climático en los Recursos Hídricos en Régimen Natural. Madrid: CEDEX.
- Commission for Energy Regulation, CER (2014). “Domestic Water Tariff Principles and Proposals. Consultation Paper CER/14/082”.
- Comisión Europea (2000). “Pricing and sustainable management of water resources”. *Communication from the Commission to the Council, European Parliament and Economic and Social Committee [COM(2000) 477].*
- De Bartolome, C. (1995). “Which tax rate do people use: Average or marginal?”. *Journal of Public Economics 56 (1), 79{96.*
- Dinar, A., Pochat, V.,Albiac, J. (eds.) (2015). “Water Pricing Experiences and Innovations”. *Springer Publications.*
- Donkor, E., (2009). “Evaluating increasing block tariff pricing policies when applied to multiple household connections”. *Water 35: 748-762*
- European Environmental Agency (2017). “Indicator Assessment. Use of freshwater in Europe”. Accesible a través de:<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/use-of-freshwater-resources-3/assessment-4>

- European Environmental Agency (2013). "Assessment of cost recovery through water pricing. EEA Technical Report No 16/2013". Copenhagen, Denmark.
- European Environmental Agency (2012). "Towards efficient use of water resources in Europe. EEA Report No 1/2012". Copenhagen, Denmark.
- García-Rubio, M. A., Ruiz-Villaverde, A., González-Gómez, F. (2015). "Urban Water Tariffs in Spain: What Needs to Be Done?" *Water* 7 (4): 1456–1479. doi:10.3390/w7041456.
- García-Valiñas, M. A., Arbués, F. (2020, forthcoming). Water tariffs in Spain. *Global Public Health. Oxford Research Encyclopedia*.
- González-Gómez, F., García-Rubio, M.A., Guardiola, J. (2012). "Urban water service policies and management in Spain: Pending issues". *International Journal of Water Resources Development* 28, 89–106.
- Global Water Partnership, GWP (2000): "Integrated Water Resources Management", *TAC Background Paper* no. 4.
- Gracia -de-Rentería, P., Barberán, R., Mur, J. (2019). "Urban water demand for industrial uses in Spain". *Urban Water Journal* 16 (2), 114-124.
DOI:10.1080/1573062X.2019.1634743
- Hoque, S.F., Wichelns, D. (2013). "State-of-the-art review: designing urban water tariffs to recover costs and promote wise use." *International Journal of Water Resources Development* 29 (3), 472–491.
- INE (2020). "Cifras de Población. Datos provisionales a 1 de enero de 2020. Estadísticas de Migraciones". Accesible a través de: https://www.ine.es/prensa/cp_e2020_p.pdf
- INE (2017). "Estudio Piloto de la Desagregación de los Volúmenes de Agua Captados y Usados por Demarcación Hidrográfica. Propuesta Metodológica y Primeras Estimaciones". *Instituto Nacional de Estadística*. Madrid, Spain. Accesible a través de: <http://www.ine.es/dynt3/inebase/index.htm?type=pcaxis&path=/t26/p067/p05&file=pcaxis&L=0>
- INE (2016). Encuesta sobre el Suministro y Saneamiento del Agua. Año 2016. Accesible a través de: https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736176834&menu=ultiDatos&idp=1254735976602
- INE (2013). "Uso del Agua en la Industria Manufacturera (2007–2010). *Instituto Nacional de Estadística*. Madrid, Spain. Accesible a través de: http://www.ine.es/daco/daco42/ambiente/aguaindu/uso_agua_indu0710.pdf
- IWA (2014). "International Statistics for Water Services. Statistics & Economics". *International Water Association*, London.
- Komives, K., Foster, V., Halpern, J., Wodon, Q., Abdullah, R. (2005). "Water, electricity, and the poor: Who benefits from utility subsidies?" *World Bank*. Washington, DC
- Martins, R., Cruz, L., and Barata, E. (2013). "Water Price Regulation: A Review of Portuguese Tariff Recommendations". *Public Organization Review* 13: 197-205.
- MINHAP (2014). "Acuerdo de Asociación de España 2014–2020. Ministerio de Hacienda y Administraciones Públicas". Accesible a través de: <http://www.dgfc.sggp.meh.es/sitios/dgfc/es/ES/ipr/fcp1420/p/pa/Paginas/inicio.aspx>

- Nataraj, S., Hanemann, W.M. (2011). “Does marginal price matter? a regression discontinuity approach to estimating water demand”. *Journal of Environmental Economics and Management* 61 (2), 198–212.
- Nauges, C., Whittington, D. (2017). “Evaluating the Performance of Alternative Municipal Water Tariff Designs: Quantifying the Tradeoffs between Equity, Economic Efficiency, and Cost Recovery”. *World Development* 91: 125–143
- Nieswiadomy, M., Molina, D. (1989). “Comparing residential water estimates under decreasing and increasing block rates using household data”. *Land Economics* 65 (3), 280–289.
- Pérez-Urdiales, M., García-Valiñas, M., Martínez-Espiñeira, R. (2016). “Responses to changes in domestic water tariff structures: A latent class analysis on household-level data from Granada, Spain”. *Environmental and Resource Economics* 63 (1), 167–191.
- Picazo-Tadeo, A., González Gómez, F., Suárez-Varela, M. (2020). “Electoral opportunism and water pricing with incomplete transfer of control rights”. *Local Government Studies* DOI: 10.1080/03003930.2020.1744572
- Price WaterhouseCoopers, PWC (2018). “La gestión del agua en España. Análisis y retos del ciclo urbano del agua”
- Wichman, C. J. (2017). “Information provision and consumer behavior: A natural experiment in billing frequency”. *Journal of Public Economics* 152, 13–33.
- Whittington, D. (1992). “Possible adverse effects of increasing block water tariffs in developing countries”. *Economic Development and Cultural Change*, 41(1), 75–87.
- Whittington, D., Nauges, C. (2020). “An Assessment of the Widespread Use of Increasing Block Tariffs in the Municipal Water Supply Sector”. *Oxford Research Encyclopedia, Global Public Health* (oxfordre.com/publichealth). Oxford University Press USA, 2020
- Whittington, D., Nauges, C., Fuente, D., Wu, X. (2015). “A diagnostic tool for estimating the incidence of subsidies delivered by water utilities in low- and medium-income countries, with illustrative simulations”. *Utilities Policy* 34, 70–81.
- Wichelns, D. (2013). “Enhancing the performance of water prices and tariff structures in achieving socially desirable outcomes”. *International Journal of Water Resources Development* 29 (3), 310–326.
- World Bank Group (2016). “High and dry: Climate change, water, and the economy”. *Technical report, World Bank*, Washington, DC.
- Ofwat (2013). “Charging Principles and Guidelines. Planned Revisions Report”. *Ofwat*, London.
- OECD (2017). “Groundwater Allocation: Managing Growing Pressures on Quantity and Quality”. *Paris: OECD Publishing*. Doi:10.1787/9789264281554-en.
- OECD (2013). “Environment at a Glance 2013, OECD Indicators”. *OECD Publishing*, Paris.
- OECD (2011). “Managing Water for All. An OECD Perspective on pricing and financing. *OECD Publishing*, Paris.
- OECD (2010). “Pricing water resources and water and sanitation services”. *OECD Publishing*, Paris.
- OECD (1987). “Pricing of Water Services”. *OECD Publishing*, Paris.

- Secretaría de Estado de Medio Ambiente-CEDEX (2017). “Síntesis de los planes hidrológicos españoles. Segundo ciclo de la DMA (2015□2021)”.
- Schoengold, K., Zilberman, D. (2014), “The economics of tiered pricing and cost functions: Are equity, cost recovery, and economic efficiency compatible goals?”. *Water Resources and Economics*, 7, 1–18.
- Suárez-Varela, M., Martínez-Espiñeira, R. (2018). “A proposal for the analysis of price escalation within water tariffs: The impact of the Water Framework Directive in Spain”. *Environment and Planning C: Politics and Space* 36 (4).
- Suárez-Varela, M., Martínez-Espiñeira, R., González-Gómez, F. (2015). “An analysis of the price escalation of non-linear water tariffs for domestic uses in Spain”. *Utilities Policy* 34, 82-93.