

# UNIVERSITAT DE VALÈNCIA



UNIVERSITAT  
DE VALÈNCIA

Instituto Interuniversitario de Desarrollo Local

Programa de Doctorado: Desarrollo Local y Cooperación Internacional

Línea de investigación: Economía del agua

## **EFICIENCIA EN LA GESTIÓN DEL ABASTECIMIENTO URBANO DE AGUA: DESARROLLO DE UN SISTEMA DE APOYO A LA TOMA DE DECISIONES**

### **TESIS DOCTORAL**

**Presentada por:**

José Antonio Palomero González

**Dirigida por:**

Dr. Francesc Hernández Sancho

Dr. Javier Macián Cervera

**Valencia, Enero de 2022**



Dr. FRANCESC HERNÁNDEZ SANCHO y Dr. JAVIER MACIÁN CERVERA como directores de la tesis de JOSE ANTONIO PALOMERO GONZÁLEZ, con título EFICIENCIA EN LA GESTIÓN DEL ABASTECIMIENTO URBANO DE AGUA: DESARROLLO DE UN SISTEMA DE APOYO A LA TOMA DE DECISIONES, inscrita en el Programa de Doctorado “Desarrollo Local y Cooperación Internacional” de la Universidad de Valencia.

Acreditan que dicha tesis cumple los requisitos formales al uso y presenta unos contenidos acordes con la normativa que regula los estudios de doctorado.

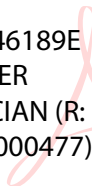
En consecuencia, recomiendan el depósito de dicha tesis para su evaluación y defensa pública.

Para que conste a los efectos oportunos, firman la presente

En Valencia, a 23 de diciembre de 2021



Fdo. Francesc Hernández Sancho



24346189E Firmado digitalmente por  
24346189E  
JAVIER MACIÁN  
MACIÁN (R: A46000477)  
A46000477) Fecha: 2021.12.29  
09:38:15 +01'00'

Fdo. Javier Macián Cervera



*A mis padres José y Elena, a mi hermana Elena y mi  
mujer Carmen por todos estos años de apoyo  
incondicional.*

*Con vosotros a mi lado, todo es posible.*



## **AGRADECIMIENTOS**

Para empezar, la realización de la presente Tesis Doctoral no hubiera sido posible sin la dirección de mis directores. Gracias al Dr. Francesc Hernández por animarme a realizar la tesis sobre esta temática tan interesante que es la Economía del Agua, la cual ha resultado ser una de mis pasiones. Por otro lado, agradecer al Dr. Javier Macián el haberme enamorado de la gestión de los abastecimientos y ser mi referente en dicho campo. Sus enseñanzas han marcado mi trayectoria profesional en este campo de investigación tan apasionante.

Igualmente quisiera expresar mi más sincero agradecimiento a todos los co-autores con los que he trabajado con estos años, ya que sin su aportación no se podría haber conseguido publicar dichos trabajos. Gracias al Dr. Ramón Fuentes, al Dr. Vicent Almenar y a Dña. Patricia Alvariño (a la cual deseo que consiga finalizar su doctorado).

También agradecer enormemente la colaboración desinteresada de todos los compañeros de Global Omnium con los que durante muchos años (inicialmente como becario y posteriormente contratado) han estado aportando su experiencia y visión en esta tesis. Me gustaría destacar a D. Elías Colom, al Dr. Francisco Bernat y a la casi doctora Patricia Soler por todas las horas compartidas, congresos y todas las facilidades y atenciones recibidas.

Por último, agradecer a mis padres todo el tiempo, paciencia y esfuerzo invertidos en mi educación y desarrollo personal. Sin vosotros no sería la persona que soy, ya que me habéis dado todo aquello que un hijo necesita: cariño, comprensión, atención, paciencia y apoyo incondicional. No puedo olvidar a mi hermana, gracias por estar siempre ahí. También dar las gracias a todos mis amigos, destacando a Jorge, Antonio, Álex y Roberto, que siempre que podían se interesaban por la progresión del proyecto y me animaban con gran entusiasmo a seguir hasta el final. Me gustaría acabar recordando a mi perro, Goku, quien no ha podido llegar a ver esta tesis acabar, pero su compañía (especialmente en los paseos juntos) han sido claves en la realización de la presente tesis.

Y por supuesto agradecer a Carmen, mi mujer y compañera de vida, toda la paciencia, calma, apoyo, amor y comprensión durante todos estos años. Gracias de corazón.





## **Tesis Doctoral**

### **EFICIENCIA EN LA GESTIÓN DEL ABASTECIMIENTO URBANO DE AGUA: DESARROLLO DE UN SISTEMA DE APOYO A LA TOMA DE DECISIONES**

El agua es un recurso natural limitado, con un papel muy importante a nivel social e histórico ligado al desarrollo humano. Por esta razón, en 2010, la Asamblea General de las Naciones Unidas reconoció el derecho al agua y al saneamiento como un derecho humano. Dentro de este marco, esta tesis pretende realizar una aportación en el campo de los DSS aplicados a la gestión de abastecimientos con el objetivo de plantear nuevas metodologías que ayuden a un servicio más sostenible y mejor aceptado por el ciudadano.

El primer artículo de la tesis, para introducir las problemáticas actuales sobre la gestión de los abastecimientos, presenta la historia del abastecimiento de agua en la ciudad de Valencia entre 1860-1910, destacando su importancia sobre la salud y mejora de la calidad de vida de las personas y su relación con las medidas higiénicas. Los principales resultados del trabajo muestran que la historia del abastecimiento de la ciudad Valencia es un claro ejemplo de la importancia del Higienismo en la mejora de la calidad de vida y su impacto en la reducción de los riesgos para la salud pública.

El segundo artículo tiene como principal contribución el combinar la mejora de la calidad del agua con el menor impacto en la tarifa del agua. En él, se presenta una metodología basada en las funciones de coste, la cual se puede aplicar en la fase de diseño para ayudar a los gestores del agua a elegir un medio para mejorar el tratamiento de potabilización del agua con el menor impacto en la tarifa en tres pasos (análisis, obtención de costes y modificación de la tarifa del agua). Los resultados muestran que un aumento que pequeñas modificaciones de la tarifa pueden conseguir grandes mejoras en la calidad del agua.

En el tercer trabajo, un método basado en el análisis de eficiencia para la gestión de redes de distribución sectorizadas. El objetivo de este trabajo es proporcionar una metodología para analizar la eficiencia de las redes centrándose en sectores individuales. La aplicación del modelo DEA-WRDDM a las redes de distribución de agua sectorizadas permite optimizar los recursos a la hora de mejorar la gestión y la eficiencia. Esto es debido a que permite conocer la eficiencia comparativa de cada sector de la red de distribución de agua; y además, muestra la eficiencia de cada variable.

El último artículo del compendio busca centrar la atención en introducir a los usuarios en la gestión. Para ello, presenta el diseño de un índice compuesto para medir la calidad del suministro de agua a partir de las variables que se considera que afectan a la percepción de los usuarios sobre la calidad de los servicios de suministro de agua de una forma sencilla, objetiva y económica utilizando el modelo de decisión multi-criterio con pesos basado en el Análisis Envolvente de Datos (MCDA-DEA). Sus principales ventajas son que proporciona un indicador global de las percepciones de los usuarios y cuantifica cuánto deben cambiar estos indicadores para que dichas percepciones mejoren.

Como conclusión, la presente tesis propone 4 trabajos que pretenden ayudar a mejorar la gestión eficiente de los abastecimientos de agua dentro del marco de la normativa europea, el Derecho Humano al Agua y los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Con los modelos propuestos se fomenta una gestión sostenible desde un punto de vista técnico, económico y social, siempre destacando que el agua es un servicio público para los usuarios y que presenta grandes beneficios para éstos. Todos estos trabajos han sido aplicados a casos prácticos en la ciudad de Valencia y su área metropolitana.

## **Tesi Doctoral**

### **EFICIENCIA EN LA GESTIÓN DEL ABASTECIMIENTO URBANO DE AGUA: DESARROLLO DE UN SISTEMA DE APOYO A LA TOMA DE DECISIONES**

L'aigua és un recurs natural limitat, amb un paper molt important social i històric lligat al desenvolupament humà. Per això, el 2010, l'Assemblea General de les Nacions Unides va reconèixer el dret a l'aigua i al sanejament com un dret humà. Dins aquest marc, aquesta tesi pretén fer una aportació al camp dels DSS aplicats a la gestió de proveïments amb l'objectiu de plantejar noves metodologies que ajudin a un servei més sostenible i millor acceptat pel ciutadà.

El primer article de la tesi, per introduir les problemàtiques actuals sobre la gestió dels abastaments, presenta la història de l'abastament d'aigua a la ciutat de València entre 1860-1910, destacant la seua importància sobre la salut i millora de la qualitat de vida de persones i la seva relació amb les mesures higièniques. Els principals resultats del treball mostren que la història de l'abastament de la ciutat València és un exemple clar de la importància de l'Higienisme en la millora de la qualitat de vida i el seu impacte en la reducció dels riscos per a la salut pública.

El segon article té com a contribució principal combinar la millora de la qualitat de l'aigua amb el menor impacte en la tarifa de l'aigua. S'hi presenta una metodologia basada en les funcions de cost, la qual es pot aplicar a la fase de disseny per ajudar els gestors de l'aigua a triar un mitjà per millorar el tractament de potabilització de l'aigua amb el menor impacte a la tarifa. en tres passes (anàlisi, obtenció de costos i modificació de la tarifa de l'aigua). Els resultats mostren que un augment de petites modificacions de la tarifa poden aconseguir grans millores en la qualitat de l'aigua.

Al tercer treball, un mètode basat en l'anàlisi d'eficiència per a la gestió de xarxes de distribució sectoritzades. L'objectiu d'aquest treball és proporcionar una metodologia per analitzar l'eficiència de les xarxes centrant-se en sectors individuals. L'aplicació del model DEA-WRDDM a les xarxes de distribució d'aigua sectoritzades permet optimitzar els recursos per millorar la gestió i l'eficiència. Això és perquè permet conèixer l'eficiència comparativa de cada sector de la xarxa de distribució d'aigua; ia més mostra l'eficiència de cada variable.

L'últim article del compendi cerca centrar l'atenció a introduir els usuaris a la gestió. Per això, presenta el disseny d'un índex compost per mesurar la qualitat del subministrament d'aigua a partir de les variables que es considera que afecten la percepció dels usuaris sobre la qualitat dels serveis de subministrament d'aigua de manera senzilla, objectiva i econòmica utilitzant el model de decisió multicriteri amb pesos basat en l'Anàlisi Envoltant de Dades (MCDA-DEA). Els seus avantatges principals són que proporciona un indicador global de les percepcions dels usuaris i quantifica quant han de canviar aquests indicadors perquè aquestes percepcions millorin.

Com a conclusió, aquesta tesi proposa quatre treballs que pretenen ajudar a millorar la gestió eficient dels abastaments d'aigua dins el marc de la normativa europea, el dret humà a l'aigua i els objectius de desenvolupament sostenible. Amb els models proposats es fomenta una gestió sostenible des d'un punt de vista tècnic, econòmic i social, tot destacant que l'aigua és un servei públic per als usuaris i que presenta grans beneficis per a aquests. Tots aquests treballs han estat aplicats a casos pràctics a la ciutat de València i la seua àrea metropolitana.

## **PhD Thesis**

### **EFICIENCIA EN LA GESTIÓN DEL ABASTECIMIENTO URBANO DE AGUA: DESARROLLO DE UN SISTEMA DE APOYO A LA TOMA DE DECISIONES**

Water is a limited natural resource, with a very important social and historical role linked to human development. For this reason, in 2010, the United Nations General Assembly recognised the right to water and sanitation as a human right. Within this framework, this thesis aims to make a contribution in the field of WSS applied to supply management with the objective of proposing new methodologies that help to provide a more sustainable service that is better accepted by citizens.

The first article of the thesis, in order to introduce the current problems of water supply management, presents the history of water supply in the city of Valencia between 1860-1910, highlighting its importance for the health and improvement of people's quality of life and its relationship with hygienic measures. The main results of the work show that the history of the water supply in the city of Valencia is a clear example of the importance of hygienism in improving the quality of life and its impact on the reduction of public health risks.

The second article's main contribution is to combine the improvement of water quality with the lowest impact on water tariffs. It presents a methodology based on cost functions, which can be applied in the design phase to help water managers choose a means to improve water treatment with the least impact on the water tariff in three steps (analysis, costing and modification of the water tariff). The results show that small tariff increases rather than small tariff modifications can achieve large improvements in water quality.

In the third paper, a method based on efficiency analysis for the management of sectorised distribution networks. The aim of this paper is to provide a methodology for analysing the efficiency of networks by focusing on individual sectors. The application of the DEA-WRDDM model to sectorised water distribution networks allows the optimisation of resources in order to improve management and efficiency. This is because it allows to know the comparative efficiency of each sector of the water distribution network; it also shows the efficiency of each variable.

The last article of the compendium seeks to focus on introducing users to management. To this end, it presents the design of a composite index to measure the quality of water

supply based on the variables that are considered to affect users' perception of the quality of water supply services in a simple, objective and economical way using the multi-criteria decision model with weights based on Envelopment Data Analysis (MCDA-DEA). Its main advantages are that it provides a global indicator of user perceptions and quantifies how much these indicators need to change for user perceptions to improve.

In conclusion, this thesis proposes 4 works that aim to help improve the efficient management of water supplies within the framework of European regulations, the Human Right to Water and the Sustainable Development Goals. The proposed models promote sustainable management from a technical, economic and social point of view, always emphasising that water is a public service for users and that it has great benefits for them. All this work has been applied to practical cases in the city of Valencia and its metropolitan area.



## ÍNDICE DE LA TESIS

PRESENTACIÓN Y MOTIVACIÓN DE LA TESIS .....	1
PRIMERA PARTE: MARCO CONCEPTUAL Y CONTEXTUALIZACIÓN .....	5
1-. Legislación. ....	7
1.1-. El Derecho Humano al Agua y Saneamiento .....	7
1.1.1-. Introducción al Derecho Humano al Agua.....	7
1.1.2-. Historia del Derecho Humano al Agua. ....	8
1.1.3-. Consecución del Derecho Humano al Agua. ....	9
1.2-. Los Objetivos de Desarrollo Sostenible.....	13
1.2.1-. Introducción .....	13
1.2.2-. Los Objetivos de Desarrollo Sostenible .....	13
1.2.3-. El Objetivo de Desarrollo 6: Agua limpia y saneamiento.....	17
1.3-. Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE) y la Ley de Aguas (Real Decreto 1/2001).....	19
1.4-. Calidad de las aguas destinadas al consumo humano (Directiva 98/83/CE y el Real Decreto 140/2003) .....	24
1.5-. Orden de 11 de mayo de 1988 y sus posteriores modificaciones, sobre las características básicas de calidad de las corrientes de agua superficiales cuando sean destinadas a la producción de agua potable. ....	27
1.6-. Nueva Directiva sobre calidad de aguas destinada a consumo humano (Directiva 2020/2184) .....	29
2-. Instrumentos para la mejora de la gestión de abastecimientos del agua. ....	33
2.1-. Tarifas de agua.....	33
2.1.1-. Introducción .....	33
2.1.2-. Tipos de tarifas.....	35
2.1.3-. Diseño de la tarifa. ....	39
2.1.4-. Estructura de costes de un abastecimiento de agua.....	41
2.2-. Redes de distribución de agua potable.....	43



2.2.1-	Introducción .....	43
2.2.2-	Elementos constitutivos de la red.....	45
2.2.2.1-	Tuberías .....	45
2.2.2.2-	Válvulas .....	47
2.2.2.3-	Desagües .....	49
2.2.2.4-	Ventosas .....	49
2.2.2.5-	Elementos de unión .....	50
2.2.2.6-	Contadores .....	50
2.2.2.7-	Acometidas .....	51
2.2.3-	Materiales constitutivos de las redes de distribución .....	51
2.2.3.1-	Fundición dúctil.....	53
2.2.3.2-	Acero .....	53
2.2.3.3-	Hormigón.....	53
2.2.3.4-	Policloruro de vinilo .....	54
2.2.3.5-	Polietileno de baja densidad (LDPE) .....	54
2.2.3.6-	Otros materiales plásticos.....	55
2.2.3.7-	Fundición gris y fibrocemento.....	55
2.2.4-	Clasificación de las redes de distribución .....	55
2.2.5-	Variables de servicio: el diseño de una red de distribución .....	57
2.2.6-	Calidad del agua .....	60
2.2.7-	Sectorización de la red y gestión de fugas .....	64
2.2.8-	Operación y mantenimiento de redes .....	70
2.2.8.1-	Limpieza de tuberías.....	72
2.2.8.2-	Instalación de tuberías .....	73
2.2.8.3 -	Reposición y rehabilitación de tuberías.....	75
3-	Caracterización de la Gestión del agua en España .....	77
3.1-	Gestión de agua y tarifa en España .....	77

3.2-. Caracterización de los abastecimientos de agua .....	82
SEGUNDA PARTE: TRABAJO EMPÍRICO .....	89
1-. Objetivo de la tesis .....	91
2-. Metodología y resultados .....	95
2.1-. Organización y publicaciones del compendio .....	95
2.2-. Estudio 1 .....	97
2.3-. Estudio 2 .....	110
2.4-. Estudio 3 .....	120
2.5-. Estudio 4 .....	144
3-. Conclusiones.....	159
BIBLIOGRAFÍA .....	173

## ÍNDICE DE ABREVIATURAS

AEAS – Asociación Española de Abastecimientos y Saneamientos

CI – Composite Index

CRS – Constant returns to scale

DDF – Directional Distance Function

DEA–WRDD – Data envelopment analysis weighted Russell directional distance model

DHA – Derecho Humano al Agua

DHAS – Derecho Humano al Agua y Saneamiento

DMA – District metered area

DMA – Zonas de Medición por Distritos

DMU – Decision making unit

EMIVASA – Empresa Mixta Valenciana del Agua

EPA – U.S. Environmental Protection Agency

ETAP – Estación de Tratamiento de Agua Potable

ETSICCP – Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos

Fuzzy-DEA – Análisis Envolvente de Datos Difusos

IBT – Increasing Block Tariff

IRT – Increasing Rate Tariff (IRT)

IWA – International Water Association

Km – Kilómetro

m.c.a – Metros de Columna de Agua

MCDA – Multi Criteria Data Analysis

mgd – Million Galons per day

ODS – Objetivos de Desarrollo Sostenible

OECD - Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos

OMS – Organización Mundial de la Salud

ONU – Organización de la Naciones Unidas

PNUD – Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

PRVF – Poliéster reforzado con fibra de vidrio

PSA – Planes Sanitarios del Agua

PVC-O – Policloruro de vinilo con orientación molecular

SINAC – Sistema de Información Nacional de Agua de Consumo

VRS – Variable returns to scale

VSS model – Very Small Systems Best Available Technology Cost Document

WaSCs – Water and sewerage companies

WDN – Water distribution network

WDS – Water distribution system

WNS – Water network sectorization

## **ÍNDICE DE LAS TABLAS**

Tabla 1: Presiones recomendadas en ciudades según su número de habitantes.....	58
Tabla 2: Dotaciones según tamaño de población .....	59
Tabla 3: Coeficientes punta de consumo .....	60
Tabla 4: Clasificación de los Métodos de auscultación de fugas. ....	70
Tabla 5: Principales problemas en las redes de distribución y sus posibles causas .....	71

## ÍNDICE DE LAS FIGURAS

Figura 1: Los Objetivos de Desarrollo Sostenible.....	14
Figura 2: Tipos de tarifa de una parte.....	35
Figura 3: Tipos de tarifa de dos partes .....	36
Figura 4: Tipos de tarifa de dos partes por bloques.....	38
Figura 5: Clasificación de las tuberías que forman una red de distribución según su funcionalidad .....	46
Figura 6: Clasificación de las válvulas según su funcionalidad .....	47
Figura 7: Clasificación de las válvulas según su tipología.....	48

## ÍNDICE DE LOS GRÁFICOS

Gráfico 1: Régimen de gestión de las empresas en los servicios de abastecimiento en España.....	78
Gráfico 2: Composición del precio del agua en España por metro cúbico.....	79
Gráfico 3: Precio medio del agua por tamaño de municipio (€/m <sup>3</sup> ).....	80
Gráfico 4: Origen del agua captada en metros cúbicos .....	82
Gráfico 5: Calidad del agua superficial .....	83
Gráfico 6: Evolución de la dotación de agua en España en los últimos 10 años.....	84
Gráfico 7: Consumo doméstico medio anual por comunidad autónoma en litro por habitante y día.....	85
Gráfico 8: Evolución del uso doméstico en litros por habitante y día.....	86
Gráfico 9: Evolución del ANR medio anual en los últimos 10 años en porcentaje .....	87
Gráfico 10: Antigüedad de la red a nivel nacional y en la Comunidad Valenciana.....	88





# **PRESENTACIÓN Y MOTIVACIÓN DE LA TESIS**

El agua es un recurso natural limitado además de un bien público fundamental para la vida, el medio ambiente y la salud. Además, tiene un papel muy importante a nivel social e histórico. Sin embargo, presenta problemas de distribución, tanto espacial como temporal, los cuales están empeorando debido al cambio climático. Por esta razón, en 2010, la Asamblea General de las Naciones Unidas reconoció el derecho al agua y al saneamiento como un derecho humano (Salman, 2014) en la categoría de derecho económico, social y cultural. El derecho al agua potable y al saneamiento son un derecho humano esencial para el pleno disfrute del derecho a la vida y, en general, de todos los derechos humanos como la salud, la alimentación, la higiene, etc. (United Nations General Assembly, 2010).

El acceso a un agua de calidad que cubra las necesidades de los usuarios incide en la calidad de vida (Papageorgiou, 1976; Myers, 1987, McMahan, 2002, Jerome & Pius, 2010), entendiendo la calidad de vida como un concepto importante en nuestra sociedad y multidimensional, el cual puede referirse tanto a los atributos específicos que poseen las personas (como la salud y la educación) como a las condiciones del entorno con el que se relacionan, incluyendo la provisión de infraestructuras de servicios públicos (Reig, 2015). Un aspecto con gran importancia en nuestra sociedad es el abastecimiento de agua.

La existencia limitada de agua, tanto en cantidad como calidad, provoca controversias de carácter jurídico, administrativo, económico, tecnológico, geográfico y ambiental. Por ello, las entidades locales han tenido que adaptarse a esta situación y buscar nuevas legitimidades políticas en la gestión de los recursos y de las redes relativas al agua (Matés-Barco, 2013b; Ramos-Gorostiza & Cubero, 2015).

Esta tesis sólo aborda la gestión del abastecimiento de agua, es decir, la fase del ciclo urbano del agua desde la captación hasta el grifo del usuario, incluyendo el tratamiento del agua potable y la distribución del agua (Hernández-Muñoz, 2008). La captación, tratamiento y posterior distribución es de gran importancia debido a que, en el contexto actual, las masas de agua se encuentran amenazadas por la contaminación física, química y biológica debida a ciertas actividades humanas. Es importante destacar que el abastecimiento de agua potable está influenciado en gran medida por la calidad del agua de origen (Aziz, 2005) y asociado a las condiciones de las redes de suministro de agua (Kaplan et al., 2011).

El abastecimiento de agua potable es uno de los servicios locales más importantes que prestan todos los municipios, independientemente de su tamaño de población. El abastecimiento de agua en España está recogido en el artículo 26.1 de la Ley 7/1985 (Reguladora de las Competencias de las Entidades Locales) como un servicio público esencial (Benito et al., 2019). La principal responsabilidad de los responsables políticos es garantizar la existencia de recursos hídricos suficientes para abastecer a las poblaciones urbanas, siendo el objetivo secundario de la política de mejora del bienestar (Cabrera et al., 2008; Byrnes et al., 2010).

Dentro de la gestión de los abastecimientos hay 2 fases de gran importancia: el tratamiento de potabilización del agua y la gestión de la red de distribución. La primera de ellas necesita garantizar que el agua no suponga riesgos para la salud pública como se recoge en la Directiva Europea 2020/2184; mientras que la gestión sostenible de las redes de distribución y la renovación de los activos que la componen es posible que sea uno de los grandes desafíos a los gestores se enfrentan (Cabrera et al., 2008; Byrnes et al., 2010; Benito et al., 2019).

Ante este reto, es posible encontrar numerosos Herramientas y Sistemas de Soporte a la Decisión como herramienta que ayude a una gestión más sostenible, accesible y asequible. Para ello, es necesario utilizar indicadores para evaluar la disponibilidad, calidad, accesibilidad y asequibilidad (García-Valiñas et al., 2010a; Hutton, 2012; Kayser et al., 2013). La aceptabilidad del servicio es un aspecto que se ha incorporado recientemente como indicador (Flores-Baquero et al., 2013).

Actualmente, los gestores del servicio de agua y responsables públicos utilizan diferentes indicadores que combinan información sobre diferentes aspectos de gestión, ambientales, financieros y, más recientemente, sociales relacionados con las operaciones de agua (Giupponi et al., 2006). Sin embargo, diferentes razones dificultan la interpretación de este conjunto de indicadores porque no ofrecen una visión holística, ya que no reflejan una medida del rendimiento general (Cherchye et al, 2006).

Con el fin de realizar una aportación en el campo de las herramientas de soporte a la decisión aplicados a la gestión de abastecimientos que ayude a una mejora en la gestión que suponga un servicio más sostenible y mejor aceptado por el ciudadano, la presente tesis trata de contribuir a una mejora en la gestión de los abastecimientos.

En primer lugar, se va a realizar una introducción donde se abordarán los temas relacionados con el Derecho Humano al Agua y los Objetivos de Desarrollo Sostenible, para posteriormente tratar las normativas europeas y nacionales que afectan a los abastecimientos de agua. Seguidamente, se abordarán los instrumentos para la gestión de los abastecimientos, para finalizar el apartado introductorio con la caracterización del servicio de agua en España.

En un segundo bloque, se van a proponer diversos artículos donde se desarrollan casos prácticos para la mejora de la gestión de los abastecimientos aplicados a casos prácticos reales. El primero de ellos, presenta una mejora en el tratamiento de agua potable y cómo financiarlo mediante tarifa con el menor impacto para el usuario. El segundo, presenta un modelo de mejora de la eficiencia de la gestión y la toma de decisiones aplicados a redes sectorizadas. Finalmente, el último artículo presenta un índice compuesto para medir la calidad del suministro de agua percibida por los usuarios para la gestión de los servicios urbanos de agua.

Finalmente, se realizará un capítulo de conclusiones con las principales aportaciones de la tesis y futuras líneas de investigación.



**PRIMERA PARTE: MARCO CONCEPTUAL Y  
CONTEXTUALIZACIÓN**



## **1-. Legislación.**

### **1.1-. El Derecho Humano al Agua y Saneamiento**

#### *1.1.1-. Introducción al Derecho Humano al Agua.*

El agua es un elemento esencial para garantizar la vida humana e imprescindible para el desarrollo humano sostenible. El acceso a este recurso natural es también una condición previa para la realización de muchos derechos humanos vinculados directamente al disfrute de una vida digna, como es el derecho a la salud, a la alimentación, a una vivienda digna, al saneamiento y la higiene (De Luis Romero et al., 2013; Flores et al., 2013; Heller, 2015).

Pero el agua, siendo un recurso limitado, frágil y cada vez más escaso, resulta estratégico para casi la totalidad de sectores productivos, como es el caso de la agricultura, la energía, la industria o el turismo (De Albuquerque et al., 2012). Sin embargo, al no existir agua en cantidad suficiente para satisfacer todas las demandas de los diferentes usos, existen conflictos y competencias. Además, se está agravando y acelerando debido al cambio climático y por el crecimiento de la población y la urbanización.

Ante esta problemática, Naciones Unidas en 2010 decide proteger el acceso al agua para consumo humano bajo el derecho internacional y reconocerlo como un derecho humano, priorizando su uso frente a cualquier otro (United Nations General Assembly, 2010). De esta manera se garantiza el acceso al agua segura y en cantidad suficiente para satisfacer el uso doméstico de manera asequible económicamente y aceptable culturalmente (Heller, 2015).

Por otro lado, y con la misma importancia que lo anterior, el acceso al saneamiento y la higiene adecuados son elementos imprescindibles para garantizar la dignidad humana y la salud de todas las personas, con prácticas como la eliminación sostenible de las excretas humanas, el lavado de manos o la gestión de la higiene menstrual femenina (United Nations General Assembly, 2010). Posteriormente, y dada su importancia para la salud pública, ambiental y la relación que existe entre saneamiento y otros derechos, Naciones Unidas en 2015 lo reconocieron como derecho humano independiente al derecho al agua (Flores et al., 2013).

El Derecho Humano al Agua (DHA) se circunscribe al uso del agua que se considera vital para el consumo humano (lo que incluye beber, el saneamiento, la colada, la preparación de alimentos, la limpieza del hogar y la higiene personal), sin olvidar que el agua tiene

un rol fundamental en la producción de alimentos y otros medios de subsistencia o en algunas prácticas culturales, aspectos vinculados a su vez con otros derechos fundamentales que guardan estrecha relación con este derecho.

### *1.1.2-. Historia del Derecho Humano al Agua.*

Los Derechos Humanos al Agua y al Saneamiento, al igual que ocurre con otros derechos como el derecho humano a la salud, a la educación o a la alimentación, son derechos fundamentales y forman parte de los Derechos Económicos, Sociales y Culturales reconocidos por las Naciones Unidas (Albuquerque, 2012; De Luis Romero et al., 2013; Heller, 2015).

Estos Derechos tienen su origen en la Declaración Universal de los Derechos Humanos, aprobada por la Asamblea General de la ONU en 1948. Todos ellos presentan como rasgo en común que se trata de derechos con aspectos vinculados a las condiciones básicas necesarias para la plena realización personal y el disfrute de una vida digna y saludable (Heller, 2015). Por tanto, se trata de derechos reconocidos como universales y aplicables a todos los seres humanos, indistintamente de su nacionalidad, sexo, origen étnico, religión, lengua, nivel de pobreza, ideología política o cualquier otra condición.

Inicialmente, algunos de estos derechos no aparecían mencionados explícitamente en el texto de la Declaración Universal, pero han sido reconocidos como derechos humanos por la Asamblea General de la ONU posteriormente, siendo un claro ejemplo el Derecho Humano al Agua y Saneamiento (DHAS) en 2010 (Flores, 2015).

La primera referencia en un documento internacional a una cantidad de agua para satisfacer las necesidades humanas es la Declaración final de la Conferencia de la ONU en Argentina, en la cual se afirma “todos los pueblos, cualquiera que sea su etapa de desarrollo, tienen derecho a disponer de agua potable en cantidad y calidad suficientes para sus necesidades básicas” (ONU, 1977).

A partir de este año, se encuentran numerosas referencias al agua como elemento para satisfacer necesidades humanas en declaraciones y planes de acción de muchas otras conferencias internacionales y cumbres mundiales temáticas relativas a otros derechos como los derechos del niño, los derechos de la mujer, de los pueblos indígenas, de las personas con discapacidad, del medio ambiente y el desarrollo (De Luis Romero et al., 2013; Flores et al., 2015).



Sin embargo, es en el año 2002 cuando se define el derecho al agua como “el derecho de todos a disponer de agua suficiente, salubre, aceptable, accesible y asequible para uso personal y doméstico” tal y como se recoge en la Observación General Número 15 del Comité de los Derechos Económicos, Sociales y Culturales (ONU, 2002).

Posteriormente en 2010, la Asamblea General de la ONU y el Consejo de Derechos Humanos aprueban a través de sendas resoluciones el reconocimiento explícito del derecho humano al agua y al saneamiento (United Nations General Assembly, 2010), reconociendo que “el derecho al agua potable y al saneamiento es un derecho humano esencial para el pleno disfrute de la vida y de todos los derechos humanos”.

Desde entonces, el DHA está presente en constituciones nacionales como la de Ecuador, el Estado Plurinacional de Bolivia, Sudáfrica, Uruguay o, recientemente, Costa Rica (Brown et al., 2017). Otras muchas constituciones de todo el mundo aluden a la responsabilidad general del Estado de asegurar el acceso al agua potable y al saneamiento. Si bien la incorporación de los DHAS en la constitución de un país es una muestra del compromiso con su garantía y protección al más alto nivel, no es un requisito imprescindible para avanzar en su implementación en la práctica (Bos, 2019).

Finalmente, destacar que hasta el año 2015 el saneamiento y la higiene se consideraban elementos implícitos en el derecho humano al agua. Sin embargo, la Resolución 70/169 de diciembre de 2015 reconoce el saneamiento como un derecho humano independiente pero vinculado con el DHA (Brown et al., 2019). Esta decisión está basada para garantizar el saneamiento por su importancia para garantizar la dignidad humana, para preservar la salud pública y la sostenibilidad. De esta manera, el Derecho al Saneamiento se sitúa al mismo nivel que el Derecho al agua, lo que permite dar más visibilidad a sus especificidades propias, que requieren de aproximaciones y medidas distintas (Bos, 2019).

### *1.1.3-. Consecución del Derecho Humano al Agua.*

El DHA está sujeto a los principios transversales de universalidad, debe prestarse en condiciones de igualdad y no discriminación, posibilitando la participación de forma libre, activa y significativa, dando información de forma transparente para hacer posible los procesos públicos de rendición de cuentas e implementarse de forma sostenible.

La consecución de este DHA y al saneamiento implica garantizar el agua con disponibilidad, accesibilidad, calidad, seguridad y asequibilidad, cumpliendo los

requisitos de aceptabilidad, dignidad y privacidad (Meier et al., 2014; Heller, 2015). Esto se recoge en la Observación General número 15 “El DHA es el derecho de todos a disponer de agua suficiente, salubre, aceptable, accesible y asequible para el uso personal y doméstico” (ONU, 2002).

La definición anterior recoge unos criterios normativos que se deben cumplir para que se garantice el Derecho Humano al Agua. Estos criterios además son los que definen qué se entiende por derecho al agua y son los siguientes: disponibilidad, calidad, accesibilidad, asequibilidad y aceptabilidad.

La disponibilidad del DHA prevé el abastecimiento de agua de manera suficiente y continua para satisfacer la demanda de agua, teniendo en cuenta el número de personas por familia y sus necesidades especiales, como, por ejemplo, enfermedades, discapacidad, etc. (Hutton, 2012; Meier et al., 2014; Bos, 2019).

El DHA no fija un valor o cantidad exacta, ya que es posible que algunas personas o grupos necesiten recursos de agua adicionales por razones de salud o edad, o debido al clima, al nivel de actividad física o a las condiciones de trabajo, entre otras. Por ello, la responsabilidad de garantizar la disponibilidad de agua recae en cada Estado estableciendo las cantidades pertinentes en cada contexto dadas las circunstancias particulares. Sin embargo, los Estados pueden utilizar como valor de referencia las cantidades mínimas diarias necesarias que la Organización Mundial de la Salud (OMS) ofrece.

Por tanto, el Estado debe calcular el volumen mínimo vital que asegure el DHA teniendo en cuenta que para un hogar habrá que considerar las personas que lo habitan y las características de sus miembros que puedan requerir un volumen de agua extra (Meier et al., 2014; Bos, 2019). Además, los Estados deben asegurar también la existencia de los marcos normativos, los medios legales y las estructuras necesarias para garantizar la prestación del servicio, como, por ejemplo: prestadores de servicios, marcos regulatorios, organismos de supervisores del desempeño, mantenimiento de infraestructuras operativas, etc. (Bos, 2019).

El criterio normativo de disponibilidad también hace referencia a la necesaria protección de los recursos hídricos para asegurar que hay agua en cantidad y calidad suficiente para asegurar el suministro en el tiempo, también para las generaciones futuras.

Por último, es importante destacar que el DHA debe cumplir incluso en los cortes temporales (programados o inesperados) mediante la notificación previa y en caso necesario, garantizando volumen mínimo vital.

El siguiente criterio del DHA es la calidad. El agua debe ser apta para el consumo y el resto de los usos relacionados con el DHA y no constituir una amenaza para la salud de las personas. Por ello, debe carecer de microorganismos o sustancias potencialmente nocivas que puedan perjudicar la salud, incluyendo aquellas cuyos efectos se muestran sólo tras un consumo prolongado (Aziz, 2005; Kaplan et al., 2011; Kayser et al., 2013).

Pero como ocurre en el caso anterior, no establece rangos o estándares concretos para la calidad del agua potable; éstos se definen normalmente a través de normativas nacionales y/o locales, frecuentemente en base a directrices genéricas que aporta la OMS. Por ejemplo, en Europa, es el Parlamento Europeo quien legisla la Directiva de obligado cumplimiento sobre calidad del agua y los Estados miembros deben transcribirla a su legislación nacional.

Un efecto derivado para preservar la calidad del agua es que los Estados garanticen la calidad de las fuentes de agua de cualquier posible contaminación ya sea de origen doméstico, agrícola, ganadero, industrial, minero, etc., causada por el propio Estado o por un actor privado. De hecho, existe numerosa jurisprudencia a nivel internacional que han considerado la contaminación del agua como una violación de los derechos humanos y actuado en consecuencia (Brown et al., 2017).

El agua, sus instalaciones y los servicios de agua potable se consideran accesibles cuando son fáciles de usar por todas las personas, incluidas aquellas con necesidades especiales (personas mayores, niños y niñas, embarazadas, discapacitadas, etc.), y están en el interior de cada hogar o en sus inmediaciones, así como en otros lugares donde las personas pasen mucho tiempo: institución educativa, centro de salud, centro de detención, lugar de trabajo o en su cercanía inmediata, incluyendo la calle, etc. (Meier et al., 2014; Brown et al., 2017; Bos, 2019).

El DHA no establece una distancia concreta para determinar el acceso al agua, sino en función de las características de cada persona y país se debe establecer. Un valor que se suele utilizar como referencia es el de la OMS, la cual establece un tiempo máximo de recorrido de 30 minutos del hogar a la fuente de agua, incluido el tiempo de espera (Hutton, 2012). La OMS va más allá e indica que dicha distancia debe ser adecuada,

especialmente teniendo en cuenta las limitaciones que pueden tener determinados grupos y personas a la hora de desplazarse o acceder al agua en un tiempo máximo de recorrido de 30 minutos del hogar a la fuente de agua, incluido el tiempo de espera. Además, el trayecto a recorrer debe ser seguro, sin olvidar el riesgo de sufrir agresiones físicas de otras personas o animales, especialmente para las mujeres y las niñas, y el daño psicológico que esto puede conllevar (Solsona, 2002).

Para que se asegure que el agua es asequible y, por tanto, se cumpla el Derecho Humano al agua, el agua y sus servicios e instalaciones deben estar económicamente al alcance de todas las personas (Heller, 2015; Bos, 2019). Para garantizar la asequibilidad es necesario tener una visión integral de los gastos necesarios que puede suponer el acceso al servicio y tener en cuenta no sólo las tarifas del servicio sino otros gastos asociados (Albuquerque et al., 2012).

El Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) sugiere que el coste asociado al acceso al agua no debería superar entre el 3% y el 5% de los ingresos del hogar. En cualquier caso, el pago por estos servicios no debe limitar o poner en peligro la capacidad de las personas para adquirir otros bienes y servicios esenciales garantizados por otros derechos humanos, como la alimentación, la vivienda, los servicios de salud y de educación básica (García-Valiñas et al., 2010a; Flores, 2013).

Es importante destacar que el DHA no indica que el agua deba de ser gratuita, ya que para garantizar la sostenibilidad de los servicios es necesario garantizar la recuperación de costes. Sin embargo, a las personas en riesgo de exclusión o vulnerables no se les puede privar del acceso al agua a causa de su condición. Existen distintos instrumentos al alcance de los gobiernos para garantizar la asequibilidad en estos casos (Bos, 2019).

Para concluir el Derecho Humano al Agua, el último criterio normativo es la aceptabilidad. El agua y su abastecimiento deben ser aceptables social y culturalmente en cualquier contexto. La aceptabilidad es relevante para estimular el uso de las fuentes de agua segura, por lo que el color, olor y sabor, la ubicación y las características de un punto de agua o de la fuente deben ser aceptables para los usuarios (Heller, 2015; Brown et al., 2017).

## **1.2.- Los Objetivos de Desarrollo Sostenible**

### *1.2.1.- Introducción*

El inicio de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) se encuentra en la Cumbre del Milenio de las Naciones Unidas en Nueva York en el año 2000, donde los 189 Estados Miembros renovaron su responsabilidad respecto a la promoción y la protección de los derechos humanos y acordaron ocho objetivos de desarrollo para el 2015, denominados Objetivos de Desarrollo del Milenio (Naciones Unidas, 2015; Galán, 2019).

Dentro de los Objetivos del Milenio, el objetivo que hace referencia a garantizar la sostenibilidad del medio ambiente es el Objetivo del Milenio 7. Este, en la meta 10 indica que para 2015 se debe reducir a la mitad el porcentaje de personas que carecen de acceso sostenible a agua potable y a saneamiento básico (Naciones Unidas, 2015; Cortés, 2018). Aunque el enfoque inicial es limitado si se compara con los ODS ya que sólo se centra en el acceso al agua (sin hacer referencia a calidad, asequibilidad, aceptabilidad, etc.), se avanzó de manera bastante generalizada en todo el mundo en la consecución de la meta relativa a aumentar la cobertura de agua potable (Galán, 2019).

### *1.2.2.- Los Objetivos de Desarrollo Sostenible*

Una vez finalizados los Objetivos del Milenio y a partir de ellos, aprendiendo de sus logros y limitaciones se elabora la Agenda 2030 de Desarrollo Sostenible aprobados por la Asamblea General de la ONU en 2015 (Naciones Unidas, 2015). Desde este año, la Organización de las Naciones Unidas se propone desarrollar un marco de referencia ambicioso: los ODS. Ambas iniciativas lanzaron un llamamiento a todos los agentes políticos, sociales y empresariales a contribuir con sus actuaciones a la causa de la sostenibilidad (Cortés, 2018; Galán, 2019).

Las características principales de la Agenda 2030 son:

- Es comprensiva ya que incorpora una visión holística del desarrollo humano, desde un punto de vista social, ambiental, económico y tecnológico.
- Es universal pues busca una actuación a nivel internacional buscando un esfuerzo colectivo, compartido y equilibrado para la consecución del desarrollo global e interno de los países.
- Es ambiciosa pues busca un cambio a nivel mundial para todas las personas, con numerosas metas que mejoran la calidad de las personas, de la sociedad y de

medioambiente. Para su implementación requiere la movilización de muchos recursos y capacidades públicos y privados.

- Ha surgido de un proceso participativo con múltiples actores.

La Agenda reconoce que el agua potable junto con el saneamiento y la higiene adecuados son pilares del desarrollo sostenible, en cuanto que esenciales para la salud y el bienestar de las personas y de los ecosistemas, e imprescindible para la producción de bienes (alimentos, industriales y energía). Además, indica que el agua puede ser un factor clave para gestionar los riesgos relacionados con las hambrunas, las epidemias, la migración, las desigualdades dentro de los países y entre ellos, la inestabilidad política y los desastres naturales.

Los ODS son 17 objetivos de aspiración que pretenden guiar, de manera coordinada, la acción mundial colectiva de los próximos 15 años (2015-2030) para adoptar medidas que logren acabar con los grandes problemas del planeta y abordar los retos de la humanidad: poner fin a la pobreza y a la desigualdad, proteger el medio ambiente, favorecer el desarrollo sostenible y garantizar que todas las personas disfruten de paz y prosperidad “sin dejar a nadie atrás” (Cortés, 2018; Galán, 2019; Morán-Blanco et al., 2021).

Los ODS están formados por 17 Objetivos y 169 metas de Desarrollo Sostenible, que incluyen desde la eliminación de la pobreza hasta el combate al cambio climático, la educación, la igualdad de la mujer, la defensa del medio ambiente o el diseño de nuestras ciudades. Los ODS se muestran en la Figura 1.

Figura 1: Los Objetivos de Desarrollo Sostenible.



Fuente: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/>

Los ODS conforman la nueva agenda global que pretende, por un lado, superar, de una vez por todas, la dinámica de cooperación norte-sur o centro-periferia, introduciendo un multilateralismo más horizontal y eficaz y, por el otro, incorporar dinámicas de

cooperación intersectorial (Trends, 2017). Los ODS se basan en cinco premisas fundamentales:

1. El sentido de urgencia para alcanzarlos y hacer frente a los retos y a las amenazas que afectan el desarrollo sostenible a escala planetaria.
2. Su potencial transformador con respecto a las pautas actuales que condicionan la sostenibilidad del planeta.
3. Su carácter global y universal, dado que deben ser aplicables en todos los países, aunque partiendo de las diferencias que existen actualmente en cada uno de ellos.
4. Su carácter indivisible, pues deben intentar alcanzarse en su conjunto, desde un enfoque integral, sin renunciar a ninguno de ellos.
5. El equilibrio que incorporan entre todas las dimensiones del desarrollo sostenible (la económica, la social y la ambiental).

Los ODS deben ser parte de la agenda de la geopolítica global y regional de manera que se consiga la paz y la estabilidad del crecimiento sostenible (tanto económico, social y ambiental) promoviendo que los objetivos comunes configuren instituciones, alianzas y mecanismos de cooperación y colaboración (Morán-Blanco et al., 2021). Del mismo modo, los ODS pasan a ser también, para los organismos regionales como la Comisión Europea, una referencia transversal en la ejecución de la estrategia global de la UE.

Los ODS proponen eliminar la pobreza y el hambre, y facilitar el acceso a los alimentos, al agua potable y a la energía a toda la población del planeta para el año 2030, una población que previsiblemente llegará a los 9.000 millones de habitantes en 2050 (Yépez et al., 2020; Verdiale-López, 2021). Para ello se debe mejorar el abastecimiento a la población a nivel mundial de alimentos, energía, de infraestructuras, garantizar el acceso al agua potable, etc. consumiendo menos recursos o consumiéndolos de manera sostenible y responsable sin esquilmar los recursos naturales.

Los ODS están suponiendo una gran oportunidad que permite aprovechar algunas dinámicas globales ya existentes que, desde hace años, están avanzando en la misma dirección como el avance tecnológico, las alianzas entre el sector público, privado y la sociedad, y el consumo responsable (Trends, 2017).

En 2015, se adhirieron a esta agenda 193 estados, que se han comprometido explícitamente a presentar periódicamente los avances conseguidos (Galán 2019;

Verdiales-López, 2019). El adscribirse a los ODS no obliga a los agentes implicados a desarrollar las metas, aunque sí los compromete a contribuir para su desarrollo ya que marcan un horizonte hacia donde ir.

Los 17 Objetivos están interrelacionados por lo que se pueden desarrollar acciones que cumplan varios de estos al mismo tiempo. El cumplimiento de la agenda implica trabajar simultáneamente en todos los objetivos buscando una responsabilidad compartida de manera que se promueva una acción colectiva a escala internacional que va más allá de las políticas de transferencias de recursos. La Agenda funciona conforme al principio de distribución de responsabilidades compartidas entre todos los países, pero diferenciadas según el grado de desarrollo de cada uno. Además, cada uno de los objetivos y de las metas deben ser gestionados por los sectores y por los actores capacitados para responder a cada uno de ellos. Se insiste en la necesidad de generar alianzas para aumentar las capacidades, los recursos y la experiencia en el cumplimiento de los objetivos.

Los avances tecnológicos ofrecen posibilidades para la creación de nuevos productos (o creación de los antiguos mediante procesos más eficientes) permitiendo procesos más productivos que mejoren la economía sin perjudicar el medioambiente (Morán-Blanco et al., 2021). Por otro lado, la creación de un marco entre el sector público, el sector privado y la sociedad civil, que, en el marco institucional actual, han demostrado que son las formas más efectivas de provisión de servicios para garantizar la erradicación de la pobreza, garantizando la sostenibilidad y el crecimiento económico y social (Verdiales-López, 2019; Morán-Blanco et al., 2021). Por último, el aumento del número de consumidores concienciados con los problemas globales y comprometidos con principios subyacentes en los ODS, y cada vez más conscientes de su poder de compra como colectivo, que están dispuestos a ejercer (Alves, 2019).

Muchos expertos consideran que el paradigma actual del crecimiento económico es insostenible por ello, los ODS con la estrategia alternativa de crecimiento a largo plazo. De hecho, vienen a continuar la idea de los Objetivos de Desarrollo del Milenio, pero desde una visión más integral (Galán, 2019). Otro elemento que aportan los ODS tras los ODM es la implicación de las empresas y su plena identificación como actores principales de un nuevo modelo de desarrollo que convierte los desafíos en oportunidades de negocio (Morán-Blanco et al., 2021).



### *1.2.3-. El Objetivo de Desarrollo 6: Agua limpia y saneamiento.*

La Agenda 2030 marca un objetivo específico en relación al agua y el saneamiento, pero a su vez es un punto de entrada crítico hacia el desarrollo sostenible en muchas regiones del planeta. Ello implica las acciones que en esa área puede tener impactos positivos en múltiples ODS. En concreto, las metas de ODS 6 son:

6.1 De aquí a 2030, lograr el acceso universal y equitativo al agua potable a un precio asequible para todos.

6.2 De aquí a 2030, lograr el acceso a servicios de saneamiento e higiene adecuados y equitativos para todos y poner fin a la defecación al aire libre, prestando especial atención a las necesidades de las mujeres y las niñas y las personas en situaciones de vulnerabilidad.

6.3 De aquí a 2030, mejorar la calidad del agua reduciendo la contaminación, eliminando el vertido y minimizando la emisión de productos químicos y materiales peligrosos, reduciendo a la mitad el porcentaje de aguas residuales sin tratar y aumentando considerablemente la regeneración y la reutilización sin riesgos a nivel mundial.

6.4 De aquí a 2030, aumentar considerablemente el uso eficiente de los recursos hídricos en todos los sectores y asegurar la sostenibilidad de la extracción y el abastecimiento de agua dulce para hacer frente a la escasez de agua y reducir considerablemente el número de personas que sufren falta de agua.

6.5 De aquí a 2030, implementar la gestión integrada de los recursos hídricos a todos los niveles, incluso mediante la cooperación transfronteriza, según proceda.

6.6 De aquí a 2020, proteger y restablecer los ecosistemas relacionados con el agua, incluidos los bosques, las montañas, los humedales, los ríos, los acuíferos y los lagos.

6.a De aquí a 2030, ampliar la cooperación internacional y el apoyo prestado a los países en desarrollo para la creación de capacidad en actividades y programas relativos al agua y el saneamiento, como los de captación de agua, desalinización, uso eficiente de los recursos hídricos, tratamiento de aguas residuales, regeneración y tecnologías de reutilización.

6.b Apoyar y fortalecer la participación de las comunidades locales en la mejora de la gestión del agua y el saneamiento.

El agua es fundamental para el desarrollo socioeconómico, la energía y la producción de alimentos, los ecosistemas saludables y para la supervivencia misma de los seres humanos. Como se puede observar, las metas del ODS 6 buscan garantizar el acceso al agua y al saneamiento mediante un uso responsable y eficiente del recurso, protegiendo el agua para garantizar su sostenibilidad y mediante una gestión eficiente de los servicios del ciclo urbano del agua.

El agua es un recurso clave para el desarrollo sostenible por lo que los responsables y gestores de este recurso tienen la responsabilidad de la consecución de este objetivo tomando las medidas necesarias para ello (Stafford-Smith et al. 2017). Por ello, los desafíos para la gestión del agua son:

- Garantizar el acceso al servicio, lo cual comprende desde la construcción de infraestructuras hasta ofrecer una atención universal y accesible al cliente.
- Garantizar la preservación del agua como fuente de vida a partir de la concienciación y sensibilización de la ciudadanía.
- Trabajar para la resiliencia urbana frente al cambio climático. El estrés hídrico y la presión demográfica serán acuciantes, sobre todo en las ciudades.
- Gestionar de forma eficiente tanto las infraestructuras como los activos hídricos: para ello, las vías son apostar por soluciones basadas en la naturaleza, así como tener buenas valoraciones de los activos.
- Innovar en la gobernanza del agua: hace falta avanzar hacia modelos de gestión integrales, coordinados y que apuesten por las alianzas de distintos niveles.
- Adoptar los principios de la economía circular y desbancar los modelos lineales.
- Gestionar de forma eficiente los residuos y aprovecharlos en la medida de lo posible, incluso aspirando a la autosuficiencia energética y la generación de energías limpias, protegiendo la biodiversidad en todo momento.
- Avanzar en la transformación digital de las infraestructuras y los procesos. Permite ganar en eficiencia y destrezas, y desbloquea nuevas oportunidades para la innovación.
- Incorporar la perspectiva inclusiva en cuanto a género, capacidades y edades, y tener en cuenta a todos los colectivos vulnerables en el ofrecimiento de servicios.

- Crear y mantener lugares de trabajo decentes y de calidad, que permitan además la formación y la capacitación de la plantilla.

En definitiva, dada la relevancia del agua como recurso transversal y como palanca para la sostenibilidad, su gestión es indisociable de los proyectos y las necesidades locales, regionales y globales. Concretamente, en las ciudades el agua es un servicio público de alto impacto, que afecta a su desarrollo socioeconómico y su resiliencia en sentido amplio. El agua es también una palanca, un eje vertebrador fundamental para tejer estrategias de colaboración y alianzas que avancen hacia la consecución de la Agenda 2030 (Stafford-Smith et al. 2017).

### **1.3-. Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE) y la Ley de Aguas (Real Decreto 1/2001)**

La Directiva 2000/60/CE, conocida como Directiva Marco del Agua, establece un marco comunitario de actuación en la política de aguas. El objeto de esta directiva es establecer un marco para la protección de todas las masas de agua como son: las aguas superficiales continentales, las aguas de transición, las aguas costeras y las aguas subterráneas.

El marco de protección de la Directiva (explicado en el Artículo 1) pretende prevenir el deterioro de todos los ecosistemas acuáticos y todos los ecosistemas dependientes de estos, mediante la reducción o eliminación de los vertidos o emisiones que alteren la calidad del agua. Además, pretende un uso sostenible del agua basado en la protección a largo plazo que garantice el suministro de agua para que sea equilibrado y equitativo, siendo este aspecto importante para el contenido de la presente tesis.

Las Confederaciones Hidrográficas son las responsables del cumplimiento de la Directiva. La gestión de los recursos hídricos debe ser coordinada por las Cuencas Hidrográficas tal y como indica la Directiva en su Artículo 3. Las Confederaciones Hidrográficas pueden agrupar a cuencas más pequeñas y pueden abarcar más de un territorio de un Estado miembro, donde la gestión debe ser coordinada por los distintos Estados que compartan la cuenca.

La Directiva en el Artículo 4 obliga al cumplimiento de los objetivos ambientales en un periodo de 15 años. Estos objetivos ambientales pretenden mejorar la calidad de todas las masas de agua mediante la protección y la regeneración de las mismas con el fin de lograr un buen potencial ecológico y químico de las aguas. El cumplimiento de estos objetivos se puede prorrogar cuando: la consecución de dichos objetivos sea superior al plazo

establecido por la Directiva; el coste de ese nivel de calidad es desproporcionalmente elevado; o las condiciones naturales de la masa de agua lo impiden. Hay que destacar que la Directiva no sancionará a los Estados miembros cuando se produzca un deterioro temporal del estado de las aguas por causas naturales o de fuerza mayor que no hayan podido preverse de forma razonable.

Las responsables de caracterizar la demarcación hidrográfica son las Confederaciones Hidrográficas mediante la realización de un estudio de impacto ambiental, donde se incluyan los impactos de la actividad humana y un análisis económico del uso del agua. Estos informes se deben revisar cada cierto periodo de tiempo, y se deben actualizar cuando proceda tal y como se detalla en la Directiva en los Artículos 5 y 6. Además, en dichos informes, se debe realizar un registro de las zonas protegidas dentro de cada demarcación que hayan sido declaradas como tales en virtud de las distintas normativas comunitarias.

El Artículo 7 de la Directiva es de especial interés para el contenido de la gestión del abastecimiento, ya que hace referencia a las aguas destinadas a la captación de agua potable. Estas masas de agua se deben especificar dentro de cada demarcación hidrográfica, tanto las actuales como las futuras. Las Confederaciones Hidrográficas deben velar por la protección de dichas masas de aguas para evitar el deterioro de su calidad con el fin de reducir el nivel de tratamiento y, por tanto, reducir los costes asociados a estos.

Un aspecto novedoso de la Directiva Marco (e importante dentro de la tesis) es el Artículo 9, el cual trata sobre la recuperación de costes. Este Artículo indica que se deben recuperar todos los costes de los servicios relacionados con el agua, incluidos los costes ambientales y del uso del recurso, incluyendo el principio de quien contamina paga. Esta recuperación de costes debe proporcionar incentivos adecuados para favorecer un uso eficiente en todos los distintos usos del agua (urbano, industrial, agricultura) teniendo en cuenta los efectos sociales, ambientales, económicos, las condiciones climáticas y geográficas de la región afectada.

Los Estados miembros deben plantear planes combinados frente a los vertidos a las aguas por fuentes puntuales o difusos con el objetivo de procurar un buen estado de las masas de agua, en especial atención a las que son usadas para la captación de agua como se recoge en los Artículos 10 y 11. Para ello deben realizar controles de emisión utilizando

las mejores técnicas disponibles, indicando los valores límites permitidos y fomentando las mejores prácticas ambientales disponibles.

Con el objetivo de cumplir dichos controles, los organismos de cuenca deben realizar un programa de medidas con el fin de cumplir los objetivos antes comentados. Las medidas deben catalogarse en básicas y complementarias, siendo las primeras las medidas de obligado cumplimiento. Todas las medidas anteriores deben incluirse en los planes hidrológicos de cuenca como se explica en el Artículo 13. Estos deben detallarse dentro de la demarcación hidrográfica de cada Confederación Hidrográfica. Además, en caso de que la cuenca será internacional, debe realizarse de manera coordinada entre las Confederaciones Hidrográficas afectadas.

Los planes hidrológicos pueden ser detallados mediante programas en zonas concretas de las cuencas, sectores o cuestiones específicas para mejorar la gestión de los recursos hídricos. En la elaboración de estos planes se debe fomentar y escuchar a todas las partes interesadas mediante consultas públicas, especialmente en las fases de: elaboración, revisión y actualización de los presentes planes como recoge el Artículo 14.

Por último, la Directiva propone unas estrategias para el control de la contaminación mediante actuaciones concretas con el fin de evitar la contaminación de las masas de agua, tanto superficiales como subterráneas en los Artículos 16 y 17. Además, el Artículo 23 establece las sanciones que cada Estado debe imponer siguiendo el principio de quien contamina paga. Estas sanciones deben ser efectivas, proporcionadas y disuasorias.

El Real Decreto 1/2001, conocido como la Ley de Aguas, es la transcripción de la Directiva Marco del Agua a la legislación española. Se trata de la concreción de la Directiva anteriormente explicada a la legislación estatal. El objeto de esta ley se recoge en el Artículo 1, siendo este el detalle del Objetivo de la Directiva anterior, el cual es la regulación del dominio público hidráulico, del uso del agua y del ejercicio de las competencias atribuidas al Estado en las materias relacionadas con dicho dominio en el marco de las competencias delimitadas en el artículo 149 de la Constitución.

La Ley de Aguas en su Artículo 2 define los bienes que lo integran: las aguas continentales (tanto superficiales o subterráneas); los cauces de corrientes continuas o discontinuas; los lechos de los lagos, lagunas y embalses; los acuíferos; y las aguas procedentes de la desalación. A continuación, los Capítulos II, III, IV y V detallan los dominios, deberes y ámbitos de actuación en cauces, riberas y márgenes; lagos, lagunas,

embalses y tierras inundables; acuíferos subterráneos; y las aguas procedentes a la desalación respectivamente.

La Ley de Aguas detalla la protección que deben tener las masas de agua en el Artículo 84, especialmente aquellas que son fuente de los abastecimientos a las poblaciones. Los objetivos de la protección del dominio público hidráulico son: prevenir el estado ecológico y la contaminación de las aguas; establecer programas de control; impedir la acumulación de compuestos tóxicos o peligrosos en el subsuelo que puedan contaminar las aguas subterráneas; evitar cualquier otra acumulación que pueda degradar el dominio público hidráulico; y recuperar los sistemas acuáticos.

Los artículos del 92 al 100 tratan el control de vertidos. Toda actividad que pueda provocar la contaminación o degradación del dominio público hidráulico, especialmente el vertido de aguas y de productos residuales, deben contar con una autorización administrativa como se recoge en el Artículo 92. En dicha autorización quedarán reflejados las instalaciones de depuración necesarias y los elementos de control, los límites a la composición del afluente y el importe del canon de vertido como se especifica en el Artículo 93. Estas autorizaciones podrán ser suspendidas por la Confederación Hidrográfica cuando las circunstancias en las que se dieron cambien y se deba, modificar la autorización o revocada cuando no se cumplan las condiciones estipuladas en la autorización.

Siguiendo el principio quien contamina paga de la Directiva 2000/60/CE, los artículos 99 y 100 ponen de manifiesto la voluntad de la administración de hacer responsable, exigir y sancionar si se incumplen las condiciones de vertido y se realiza un vertido fuera de control que disminuya el nivel de protección del dominio público hidráulico.

Dada la temática de la tesis, a continuación, se analizarán los artículos que tengan relación con las concesiones que afecten a los abastecimientos de agua. Estos son los que van del Artículo 57 al Artículo 70. Los artículos 65 al 68 hacen referencia a las concesiones de las aguas subterráneas y los artículos 69 y 70 tratan sobre otras autorizaciones y concesiones.

En primer lugar, todo uso privativo del agua requiere una concesión. Dicha concesión se otorga teniendo en cuenta la explotación racional conjunta de los recursos hidráulicos. Estas concesiones se otorgarán según las previsiones de los Planes Hidrológicos, con carácter temporal y de un plazo superior a 75 años. Los plazos pueden ser superiores

cuando se den casos especiales donde la amortización de la inversión no se cumpla y se requiera más tiempo para conseguir amortizar dicha inversión.

Las Confederaciones Hidrográficas deben de indicar a las concesiones y autorizaciones que otorguen las medidas a adoptar para que sea compatible el aprovechamiento del agua con la adecuada protección como se recoge en el Artículo 90.

La Ley de Aguas reconoce en su Artículo 57 que en toda concesión debe cumplir el caudal ecológico indicado por la Confederación Hidrográfica dentro de los planes hidrológicos propios de cada una de ellas como elemento restrictivo general y de obligado cumplimiento a cualquier sistema de abastecimiento. Además, todas las concesiones deben velar para que se cumpla el uso del agua que se establezca en los planes hidrológicos.

De manera general, tal y como se detalla en el Artículo 58, es el siguiente: abastecimiento a la población, incluyendo la dotación para industrias de poco consumo situadas en los núcleos de población y conectadas a la red municipal; regadíos y usos agrarios; usos industriales para producción de energía eléctrica; otros usos industriales no incluidos anteriormente; acuicultura; usos recreativos; navegación y transporte acuático; otros aprovechamientos.

Según se recoge en el Artículo 61 bis, todos los contratos de cesión deberán ser formalizados por escrito y puestos en conocimiento de la confederación hidrográfica y las comunidades de usuarios mediante copia del traslado en 15 días desde su firma. La concesión puede ser denegada por confederación hidrográfica de manera motivada si afecta negativamente a: al régimen de explotación de la cuenca, a terceros, a los caudales ambientales y al estado y/o conservación de los ecosistemas acuáticos.

Toda concesión se debe revisar, de manera general tal y como indica el Artículo 63, siempre que se modifiquen los supuestos en los que se conceden; en casos de fuerza mayor a petición del concesionario; o cuando lo exija su adecuación a los Planes Hidrológicos. Dentro de las condiciones para revisar una concesión, hay un epígrafe que hace referencia a los abastecimientos de agua, e indica que se debe realizar una revisión a una concesión cuando se acredite que se puede cumplir la concesión con una menor dotación o una mejora de la técnica de la utilización del recurso.

Por último, cualquier concesión se puede declarar caducada por incumplimiento de las condiciones esenciales o en los plazos previsto como se recoge en el Artículo 64.

#### **1.4.- Calidad de las aguas destinadas al consumo humano (Directiva 98/83/CE y el Real Decreto 140/2003)**

La Directiva 89/83/CE y su posterior transcripción a la legislación española en el Real Decreto 140/2003 que regulan las aguas destinadas a consumo humano centrándose en la calidad en que sean salubres y limpias, es decir, sin que produzcan efectos nocivos a la salud humana por su consumo.

Ambas normativas tienen por objetivo la protección de la salud de las personas de los efectos adversos derivados de cualquier tipo de contaminación garantizando su salubridad y limpieza. Para ello, definen las aguas destinadas para el consumo humano como toda agua, sin importar su origen, que tras ser tratada sea utilizada para cualquier actividad humana. Sin embargo, el Real Decreto comparte esta definición de agua de consumo humano, pero detalla distintos términos como: autoridad sanitaria, gestores del servicio de abastecimiento, conducciones, etc.

Todos los elementos que intervienen dentro del proceso de abastecimiento de agua están recogidos en las definiciones en el Artículo 2 tanto de la Directiva como del Real Decreto. La normativa es de obligado cumplimiento, salvo en las excepciones del Artículo 3 de la Directiva y el Real Decreto. Estas excepciones son para las aguas minerales naturales; aguas que se consideren que son productos medicinales; y para usos individuales que consten que la calidad de estas no afecta directa ni indirectamente a la salud de los usuarios que las utilizan.

La Directiva recoge en el Artículo 4 que la responsabilidad del servicio de abastecimiento. Además, cada país miembro debe adoptar las medidas necesarias para sobre quién tiene la responsabilidad. En la legislación española, el Real Decreto especifica que la responsabilidad es del organismo municipal. Además, este artículo indica los usuarios son responsables de mantener su instalación interior con el fin de evitar variaciones en la calidad del agua de consumo. Por tanto, se trata de una responsabilidad compartida donde los municipios son responsables del servicio y los usuarios deben mantener sus instalaciones interiores para asegurar la calidad del agua.

Ambas normativas recogen los parámetros de calidad que se deben cumplir para considerar el agua como potable. La Directiva 2000/60/CE en el Artículo 5 indica que los países miembros deben adoptar las disposiciones necesarias para que las aguas sean salubres y limpias, entendiéndose por salubres y limpias cuando no contienen ningún tipo



de microorganismo, parásito o sustancia, en una cantidad o concentración que pueda suponer peligro y cumpla los niveles de calidad exigidos en los Anexos. Dichos parámetros deben de cumplir los mismos valores de calidad en todos los países miembro.

El Real Decreto 140/2003 en el Artículo 5 mantiene esas definiciones y los criterios de calidad indicados en la Directiva que deben cumplir para que el agua sea considerada como potable. Sin embargo, el Real Decreto aumenta la cantidad de parámetros de calidad a analizar y además añade otros nuevos. Incluso en algún caso, los valores son más exigentes que los indicados en la Directiva 2000/60/CE. Además, añade otros parámetros que se consideran indicadores de la buena calidad del agua, los cuales no son cumplimiento obligado.

Los parámetros de calidad del agua deben de cumplirse en el grifo del usuario tal y como indican ambas normativas en su Artículo 6. Por tanto, el usuario interviene y tiene la responsabilidad de mantener su instalación interna en buen estado para no alterar la calidad del agua.

Un aspecto que ambas normativas hacen hincapié es en el control que se debe tener de todo el proceso para garantizar que se cumplen los objetivos de calidad y seguridad que las normativas indican. Por ejemplo, establecen la importancia de controlar los subproductos derivados de la desinfección y su control, para que se produzcan los mínimos siempre que no se ponga en peligro el efecto de la desinfección como se recoge en el Artículo 17 de la Directiva.

El Real Decreto detalla cómo se debe realizar el control y clasifica el agua en apta o no apta para el consumo cuando no contengan actividad biológica y cumplan los parámetros de obligado cumplimiento de los Anexos. Además, el Real Decreto 140/2003 detalla todos los elementos que intervienen en el proceso de captación, tratamiento y abastecimiento de agua para el consumo humano.

Las redes de distribución están reguladas por el Real Decreto en el Artículo 12. Este Artículo recomienda que se deben tender hacia redes malladas y sectorizadas para poder tener áreas aisladas para poder realizar trabajos de operación y mantenimiento y a su vez preservar la calidad del agua. Además, tanto las redes de distribución como las plantas de tratamiento están sujetas a inspecciones sanitarias periódicas.

El Artículo 10 de la Directiva indica que se deben adoptar las disposiciones necesarias para garantizar la calidad del tratamiento, equipos y materiales. Todo producto y/o

material que se utilice en el tratamiento y distribución de agua potable debe estar permitidos por el Real Decreto o la Directiva como aptos para este tratamiento con el fin de que no causen efectos adversos para la salud humana.

El Real Decreto en los Artículos 16 al 21, indica donde se han de realizar los muestreos y los tipos de análisis que se deben realizar. Ya el Artículo 16 indica que todos laboratorios que analicen aguas de consumo humano deben estar certificados según la cantidad de análisis que realicen anualmente, y deberán implantar un sistema que asegure la calidad y que se valide por un externamente. Los métodos de ensayos vienen determinados en el Anexo IV de Real Decreto.

El control de la calidad del agua se debe realizar mediante el autocontrol del agua de consumo humano, la vigilancia sanitaria y el control del agua del grifo del usuario. En estos puntos de deben analizar los parámetros indicados en el Anexo I como se indica en el Artículo 17 del Real Decreto. La frecuencia de muestro deberá ser representativo del abastecimiento o partes de éste y de la industria alimentaria, distribuidos uniformemente a lo largo de todo el año, tal y como indica el Anexo V, pudiendo ser ampliado cuando la autoridad sanitaria así lo determine para asegurar que no hay riesgo para la población según el Real Decreto en su Artículo 21.

El Autocontrol del agua de consumo humano lo debe realizar el gestor en los puntos que se indican en el Artículo 18 del Real Decreto y los análisis que indican, además de otros puntos que los gestores consideren. Todos los datos del control de la calidad deben estar recogidos en soporte informático. La Vigilancia Sanitaria es responsabilidad de la autoridad sanitaria y consiste en análisis de control e informes anuales. Por último, la gestión en el grifo del usuario se encargará el municipio que tomará las medidas necesarias para garantizar la realización del control de la calidad del agua en el grifo del usuario y la elaboración periódica de un informe sobre los resultados obtenidos.

Ambas normativas, en el Artículo 9 de la Directiva y los Artículos 22 al 25 del Real Decreto, incluyen excepciones en el cumplimiento de los valores paramétricos fijados hasta un valor máximo, siempre que dicha excepción no sea un peligro para la salud humana y no se pueda mantener el suministro de ninguna otra forma razonable. Dichas excepciones deben estar limitadas al menor tiempo posible y no deben exceder el periodo de 3 años. Siempre se debe realizar un informe a la autoridad sanitaria quien debe aprobarlo e informar a los usuarios. Esta excepción puede ser prorrogada durante 2 periodos según las circunstancias.

El Real Decreto también detalla en su Artículo 26 las situaciones de excepción de corta duración. Estas excepciones se dan cuando se prevea que, con las medidas correctoras, tras detectar el incumplimiento de los estándares de calidad marcado, en un plazo máximo de 30 días se pueda resolver y la autoridad sanitaria indique que dicho incumplimiento sea insignificante y no suponga riesgo para la salud humana. En este caso, también se debe de notificar y realizar un informe para la autoridad sanitaria, el cual es menos exigente que el anterior.

La Directiva indica que los Estados Miembros deben adoptar las disposiciones necesarias para dar información adecuada y actualizada a los usuarios sobre la calidad del agua. Para ello, el Real Decreto desarrolla el Sistema de Información Nacional del Agua de Consumo (SINAC). La utilización y suministro de datos en soporte informático al SINAC será obligatorio para todas las partes implicadas en el suministro de agua de consumo humano

El gestor, el municipio y la autoridad sanitaria velarán para que los datos generados en el autocontrol, vigilancia sanitaria o control en grifo del usuario, estén recogidos en el SINAC. En el SINAC intervienen: municipios, gestores del abastecimiento o partes del mismo, autoridades sanitarias autonómicas, Ministerio de Sanidad y Consumo.

La coordinación del SINAC según será la siguiente: se constituirá un Comité Técnico para el mantenimiento y vigilancia de la aplicación, el cual responderá de la definición y explotación de la información y estará formado por representantes de los usuarios de los niveles básico, autonómico y ministerial.

La unidad de información del SINAC es la zona de abastecimiento. La información que aporta el SINAC es: caracterización de la zona de abastecimiento, captaciones, tratamiento de potabilización, depósitos y cisternas, redes de distribución, laboratorios, muestreos o boletines analíticos, situaciones de incumplimiento y/o alerta, situaciones de excepción y por último las inspecciones sanitarias.

#### **1.5-. Orden de 11 de mayo de 1988 y sus posteriores modificaciones, sobre las características básicas de calidad de las corrientes de agua superficiales cuando sean destinadas a la producción de agua potable**

La Orden de 11 de mayo de 1988 establece las características básicas de calidad que deben tener aquellos puntos en que las aguas superficiales de los ríos cuya finalidad sea la de ser destinadas a consumo humano, en función del grado de tratamiento a que deban someterse antes de su distribución.

Esta orden ministerial define tres categorías según el nivel de tratamiento que necesita el agua para adecuarla a la legislación vigente: A1, A2, y A3. La categoría A1 sólo necesita un tratamiento físico y una desinfección para ser apta para el consumo humano. El tipo A2 necesita un tratamiento físico, uno químico y una desinfección. Por último, el tipo A3 necesita un tratamiento físico-químico intensivo y una desinfección.

La Orden Ministerial establece que las Confederaciones Hidrográficas fijarán para cada zona superior a una toma de agua de abastecimiento de aguas potables la caracterización de la calidad. Además, estas zonas se deben proteger de posibles vertidos que puedan afectar a la calidad de dichas aguas. Todas estas actuaciones serán incluidas y debidamente programadas en los Planes Hidrológicos.

Las aguas superficiales que posean características físicas, químicas y microbiológicas inferiores a los valores límites obligatorios correspondientes al tratamiento más completo no podrán utilizarse para la producción de agua potable. No obstante, el agua de esa calidad inferior podrá utilizarse excepcionalmente si se emplea un tratamiento apropiado que permita elevar todas sus características a un nivel conforme con las normas de calidad del agua potable.

El uso de esta excepción deberá notificarse justificadamente a la Dirección General de Obras Hidráulicas a la mayor brevedad, para conocimiento y oportuna notificación a la Comisión de la CEE. Finalmente, establece unas situaciones de excepción donde no supondrá fallo el incumplimiento de los valores de calidad del agua.

Posteriormente, esta orden es modificada por la Orden de 15 de octubre de 1990 por la que se modifica la Orden de 11 de mayo de 1988. Esta modificación surge debido a que la Comisión Europea considera que la Orden de 11 de mayo sólo incluye a las corrientes superficiales, excluyendo: lagos, lagunas, embalses, pantanos, etc. Por tanto, ésta actualiza la Orden de 11 de mayo incluyendo todas las masas de agua continentales que puedan ser susceptibles de ser utilizadas como fuentes de captación.

Por último, la Orden de 11 mayo de 1988 sufre una nueva modificación mediante la Orden de 30 de noviembre de 1994. Igual que la anterior modificación, surge para adaptar la Orden inicial a supuestos que inicialmente no están considerados. En esta modificación se detallan situaciones de excepción del cumplimiento. Éstas son las siguientes: en las aguas tras una inundación; en situaciones donde se den condiciones geográficas o climáticas excepcionales; en masas de agua donde se detecten vertidos contaminantes; y,

por último, en lagos de profundidad no superior a 20 metros cuya renovación hídrica necesita más de un año.

#### **1.6-. Nueva Directiva sobre calidad de aguas destinada a consumo humano (Directiva 2020/2184)**

La Directiva (UE) 2020/2184 del Parlamento Europeo y del Consejo de 16 de diciembre de 2020 relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano, derogando la Directiva 98/83/CE. Se trata de una Directiva que ha entrado en vigor recientemente y se encuentra en plazo de transposición a la legislación nacional de cada país miembro. El contenido de esta Directiva incluye el contenido de la anterior Directiva (la cual se encuentra anteriormente explicada) añadiendo nuevos parámetros y valores límites más restrictivos.

El Objetivo de esta Directiva es proteger la salud de las personas de los efectos adversos de cualquier contaminación de las aguas y garantizar la salud pública de los usuarios, mejorando el acceso a las aguas. Para ellos, los Estados adoptarán las medidas necesarias para garantizar el objetivo anterior. El punto de cumplimiento de esta normativa sigue siendo el grifo del usuario donde habitualmente se utilice para el consumo de agua.

Además, ésta incorpora aspectos novedosos a la gestión del agua. Hasta la presente Directiva, la normativa tan sólo se centraba en los aspectos sanitarios de la calidad del agua. Sin embargo, la Directiva 2020/2184 presenta unos objetivos más ambiciosos incluyendo el DHA y en la línea de los ODS, siendo éstos: la protección de la salud de los ciudadanos; incrementar la confianza de los ciudadanos en el agua de consumo: fomento del consumo de agua del grifo; potenciación de la gestión preventiva de riesgos; la prevención de la contaminación en origen y minimización de tratamiento; el aumento de la transparencia: información a los ciudadanos; y garantizar el acceso universal al agua.

La nueva Directiva está relacionada con el DHA de Naciones Unidas ya que indica que se deben garantizar las medidas necesarias para mantener y mejorar el acceso de todos los usuarios al agua de consumo humano, haciendo especial hincapié en los colectivos vulnerables y marginados. Para ello, hay que determinar cuáles son las personas sin acceso o con acceso limitado y las razones por las que carecen de dicho acceso, con especial atención a los colectivos vulnerables y marginados; evaluar las posibilidades de mejorar el acceso de dichas personas; informar a dichas personas sobre las posibilidades de conectarse a la red de distribución o sobre medios alternativos para acceder al agua

destinada al consumo humano; y finalmente, adoptar las medidas que consideren necesarias y adecuadas para garantizar el acceso de los colectivos vulnerables y marginados al agua destinada al consumo humano.

La Directiva indica explícitamente que se debe fomentar el agua del grifo, garantizando la instalación de equipos exteriores e interiores para garantizar su accesibilidad indicando su ubicación. Aparte de estas medidas, se deben realizar campañas de información a los usuarios y fomentar el suministro de estas aguas de manera gratuita o por una tarifa de servicio reducida, para los clientes de restaurantes, comedores y servicios de catering.

Relacionado con garantizar el acceso y fomento del consumo de agua del grifo, es importante garantizar información adecuada y actualizada para generar transparencia. Sólo con transparencia se puede conseguir un fomento y mejora del acceso para el usuario. esta información debe ser de manera periódica (mínimo una vez al año), sin que se solicite y de manera accesible. La información que la Directiva obliga a facilitar al usuario es la siguiente: información relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano, incluidos los parámetros indicadores; el precio del agua destinada al consumo humano suministrada, por litro y metro cúbico; el volumen consumido por el hogar, como mínimo por año o por período de facturación, junto con las tendencias anuales de consumo doméstico, siempre que esto sea técnicamente posible y si dichos datos están a disposición del suministrador de agua; las comparaciones entre el consumo anual de agua del hogar y el consumo medio por hogar; y un enlace al sitio web en el que se encuentre la información.

Una de sus principales novedades es que obliga a realizar una evaluación de los niveles de fugas y el potencial de mejora en su reducción. El resultado de la evaluación debe comunicarse en enero de 2026. Además, la Comisión indicará un umbral de fugas mínimo el cual se debe cumplir. Cuando los municipios se encuentren por debajo de dicho nivel, deberán presentar un plan de acción de fugas, estableciendo las medidas necesarias para reducir su índice de fugas.

Un elemento a destacar de esta Directiva es las "Watch-list" o "listas de observación" donde se incluirán los compuestos o sustancias que susciten preocupación en la opinión pública o en la comunidad científica por su impacto en la salud como por ejemplo los productos farmacéuticos, compuestos de alteración endocrina y los microplásticos.

Otra novedad de la presente Directiva es el principio de cautela y prevención para la gestión. Para ello, introduce un método basado en factores de riesgo para garantizar la seguridad del suministro a todos los niveles: la captación; la evaluación de cada sistema de suministro, incluyendo la extracción, tratamiento, almacenamiento y distribución; y los sistemas de distribución domiciliaria: los Planes Sanitarios del Agua (PSA).

En cada PSA, la Directiva indica que para cada suministro se debe: definir y aplicar medidas de control para la prevención y la atenuación de los riesgos; definir y aplicar las medidas de control; definir un programa de control operativo específico para cada suministro; garantizar la eficacia de la desinfección; verificar que los materiales, sustancias químicas de tratamiento y los medios de filtración utilizados en el sistema de suministro se encuentren en la lista de materiales permitidos que incluye la Directiva. Estas listas se definen como listas positivas, es decir, listas en las que se incluye lo que se está permitido y sino se encuentra no lo está.

Esta evaluación debe revisarse obligatoriamente cada 6 años como máximo y actualizarse siempre que sea necesario. Estas evaluaciones se deben de realizar de manera expresa para cada abastecimiento de agua y cada una de sus fases. Por ejemplo, la evaluación de la captación debe incluir: caracterización de las zonas de captación; la detección de los peligros y eventos peligroso y evaluación; y el control de la calidad de las aguas.

Un elemento que se trata en esta Directiva que en las anteriores no se trataba, es la evaluación de los riesgos de los sistemas de distribución domiciliaria, la cual debe incluir: un análisis general de los riesgos potenciales vinculados a los sistemas de distribución domiciliaria y a los productos y materiales relacionados con los sistemas, así como de si dichos riesgos potenciales afectan a la calidad del agua en el punto en el cual sale de los grifos que son utilizados habitualmente para agua destinada al consumo humano; este análisis general no implicará un análisis de inmuebles particulares; y el control de los parámetros.

En esta evaluación de riesgos se incluye especial atención a la *Legionella* o el plomo a fin de reducir los riesgos relacionado con la distribución domiciliaria. Para ello, la Directiva busca que se realicen evaluaciones de riesgos correspondientes en los locales tanto públicos como privados.

Por último, el periodo para su transposición a la legislación nacional de cada país miembro y se pondrá en vigor a más tardar el 12 de enero de 2023. Otros periodos

importantes de esta Directiva son: la primera lista de observación debe realizarse lo más tardar el 12 de enero de 2022 y debe incluir el beta-estradiol y el nonilfenol; posteriormente se deben incluir los microplásticos y los PFAS en la lista de observación a más tardar el 12 de enero de 2024. En julio de 2027, se deben tener la evaluación y gestión de riesgos; en enero de 2029 se debe tener información sobre las medidas adoptadas para mejorar el acceso a las aguas destinadas al consumo humano y fomentar su utilización. Finalmente, esta Directiva se revisará como fecha límite en 2035.



## **2.- Instrumentos para la mejora de la gestión de abastecimientos del agua.**

### **2.1.- Tarifas de agua**

#### *2.1.1.- Introducción*

La gestión de los abastecimientos de agua se ha ido modificando a lo largo del tiempo al igual que el marco jurídico que la sustenta. Se ha pasado de una gestión tradicional basada en satisfacer la demanda, a la gestión de la propia demanda. Los nuevos enfoques holísticos en la gestión de los recursos hídricos han llevado al predominio de determinados instrumentos económicos para abordar los problemas del agua.

Tradicionalmente, la intervención pública en política ambiental puede desarrollarse mediante instrumentos normativos o de mandato y control, instrumentos económicos o de mercado, y a través de instrumentos voluntarios (Labandeira et al., 2007; 2019). Los instrumentos normativos son regulaciones que establecen restricciones a determinados comportamientos que se consideran dañinos para el medioambiente. Las regulaciones deben completarse con sistemas de control de los incumplimientos que serán sancionables (Madonado-Devis & Almenar-Llongo, 2021).

Frente a este tipo de instrumentos de política ambiental encontramos los instrumentos económicos, los cuales se definen como herramientas diseñadas e implementadas con el propósito de adaptar las decisiones individuales a los objetivos colectivos (Labandeira et al., 2019). Básicamente, los instrumentos económicos pueden utilizar mecanismos de precios o de cantidades. En los primeros, el regulador modifica a través de impuestos o subvenciones el precio y los agentes reaccionarán a ese cambio modificando las cantidades. En el caso de mecanismos de cantidades el regulador interviene fijando la cantidad óptima y los agentes a través de sus acciones modificarán el precio de mercado (Madonado-Devis & Almenar-Llongo, 2021).

Si nos centramos en la política de aguas podemos distinguir tres formas básicas que pueden adoptar estos instrumentos (Strosser et al., 2013; Zetland et al., 2013). La utilización de los precios del agua para generar incentivos por la vía de las tarifas o de los impuestos, los mecanismos de cantidades a través de los mercados de derechos de uso o de contaminación y los mecanismos cooperativos basados en la adopción voluntaria de nuevas prácticas que reduzcan las presiones sobre los recursos. Estos últimos, pueden ser adoptados sin ningún pago, los llamados instrumentos voluntarios, o a través de subsidios (Madonado-Devis & Almenar-Llongo, 2021).

No obstante, cada vez más se considera que los instrumentos económicos deben utilizarse combinados con otro tipo de políticas bien de tipo regulatorio, en términos de estándares o de imposición de multas por incumplimiento de las tasas de reducción de fugas, o bien de sensibilización de los usuarios a la adopción de nuevas tecnologías y hábitos de consumo (Labandeira et al. 2007; Collins et al. 2009; Nauges & Whittington, 2017)

Los abastecimientos de agua han exigido el establecimiento de medidas reguladoras debido a sus características de bien imprescindible con externalidades positivas y negativas y por su consideración de monopolio natural (Matés-Barco, 2016). La regulación se entiende como una técnica ordenadora de aspectos relativos a los servicios públicos, la cual persigue la efectividad y disponibilidad de la prestación mediante la imposición de una serie de obligaciones a las empresas y usuarios, con el objetivo de cumplir los fines que señala la ley (Barciela-López & Melgarejo-Moreno, 2000; Matés-Barco, 2016). De hecho, los enfoques sobre la regulación son múltiples y han generado un amplio debate académico (Bel, 2006).

El servicio de abastecimiento tiene asociado costes que deben ser pagados por los usuarios. Estos costes son los costes de tratamiento, de operación y mantenimiento, de inversión, etc. Además, según el Artículo 9 de la Directiva Marco del Agua se debe garantizar la recuperación de costes de todos los servicios de agua (Suárez-Varela & Martínez-Espiñeira, 2018). La tarifa surge como medida para garantizar el pago de los costes de los servicios de agua.

La tarifa es un instrumento económico para la gestión de la demanda del agua, que se define como la cantidad fijada por la administración como contraprestación a cargo de los usuarios por la obtención del servicio de abastecimiento de agua apta para el consumo humano. Las tarifas se configuran como precios públicos o tasas en función de la regulación y organización del servicio según un modelo de gestión u otro (Zetland & Gasson, 2013; Sánchez-García, 2014;).

La tarifa como instrumento económico presenta una serie de objetivos los cuales se deben cumplir, siendo estos: asegurar un reparto equitativo de los costes entre todos los usuarios; permitir a todos los usuarios sin importar el nivel de renta el acceso al servicio de agua potable; asegurar la viabilidad económica del servicio de abastecimiento de agua a corto, medio y largo plazo; e inducir al uso racional del agua (Sánchez-García, 2014; García-Rubio et al., 2015; Nauges & Whittington, 2017).

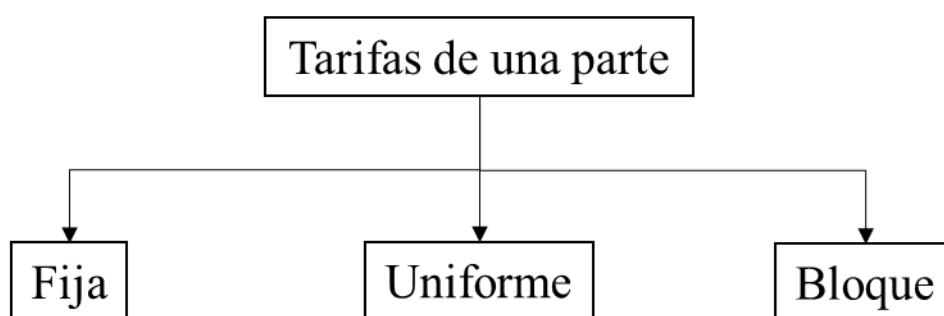
La competencia del diseño y control de las tarifas en España es municipal según se recoge en la Ley 7/1985 Reguladora de las Bases de Régimen Local. En base a los objetivos anteriores los municipios diseñan, aprueban y revisan las tarifas. No existe a nivel nacional un organismo que regule esta competencia municipal. Sin embargo, en algunas Comunidades Autónomas puede existir un organismo supramunicipal que revise que las tarifas tengan costes proporcionales, como por ejemplo la Comisión de Precios de la Comunidad Valenciana.

Al no existir un organismo que regule esta competencia municipal, da lugar a que existan una amplia variedad de sistemas tarifarios, tantos como municipios (Martínez Espiñeira et al., 2012). Por ello, existen diferentes tipos de tarifa las cuales se clasifican principalmente en tarifas de una parte y tarifas de dos partes. Además, independientemente del tipo de tarifa, se pueden cobrar además unas cuotas por el mantenimiento y conservación del contador; el canon de saneamiento y/o abastecimiento, etc. (Cobacho et al, 2013; Maldonado et al, 2013). Como es lógico, las tarifas son siempre crecientes, ya que en el ámbito del suministro de agua no tiene sentido poner un sistema decreciente, porque eso implica que al aumentar el consumo se pagaría menos.

#### 2.1.2-. Tipos de tarifas.

Las tarifas de una parte son aquellas por las que se paga por tener un servicio de agua. Estas pueden ser fijas, uniformes y en bloque como se observa en la Figura 2.

Figura 2: Tipos de tarifa de una parte



*Fuente: elaboración propia.*

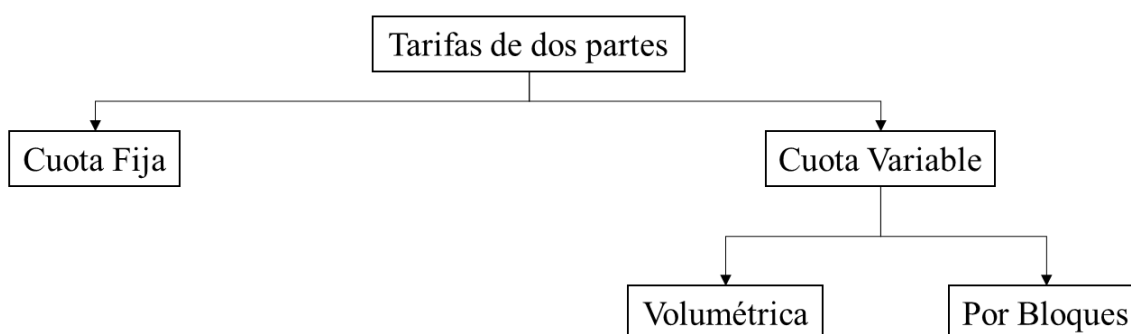
En primer lugar, la tarifa de parte fija consiste en un pago de una cantidad estipulada según el organismo municipal acuerde por el mero hecho de disponer del servicio de agua sin importar los costes del servicio o el volumen de agua consumido. En segundo lugar, la tarifa de una parte uniforme se trata de un pago por el servicio de agua, pero en dicha

cantidad considera los costes del servicio (aunque no implica que se llegue a la recuperación de costes) pero no considera el pago por el volumen de agua consumido. Por último, la tarifa de una parte en bloque consiste en pagar una cantidad por el volumen consumido en base a unos bloques volumétricos de consumo. El pago de esta tarifa es el mismo mientras estés dentro del bloque de consumo y sólo varía si excedes el límite del bloque y cambias al bloque superior (Sánchez-García, 2014).

Generalmente, las tarifas de una parte suelen ser comunes en países en vías de desarrollo dada su facilidad de gestión. Es importante destacar que este tipo de tarifas se dan en países donde además existe un elevado porcentaje de impagos por el servicio de agua. También se pueden dar en países donde haya mucha cantidad de agua (por ejemplo, la República de Irlanda). Sin embargo, las tarifas de una parte no cumplen los objetivos anteriormente citados por lo que no son recomendables.

Las tarifas de dos partes son aquellas que presentan una cuota fija y otra variable tal y como se observa en la Figura 3.

Figura 3: Tipos de tarifa de dos partes



*Fuente: elaboración propia.*

Por un lado, la cuota fija o de servicio es un importe fijo destinado a sufragar los gastos por la disponibilidad del servicio, siendo sus unidades más habituales euros/mes (€/mes). Esta cantidad varía según el calibre del contador y/o el tipo de uso de agua; mientras que, por otro lado, la cuota variable o de consumo consiste en el pago por el volumen de agua consumido, siendo su unidad más habitual euros/metro cúbico (€/m<sup>3</sup>) (Bailey & Buckley, 2004).

Adicionalmente, las tarifas de dos partes pueden incluir dos componentes distintos: una parte basada en el volumen de agua utilizada y otra parte basada en factores distintos del

uso del agua. Conceptualmente, cualquiera de estos componentes podría ser cero y que la factura del agua se determine únicamente por el otro (Boland & Whittington, 2000).

Según el objetivo que se pretenda conseguir, el peso de cada parte puede variar. Si se quiere recaudar mucho sin importar el consumo, se le da más importancia a la cuota fija. Si se quiere penalizar el consumo excesivo, se le da más peso a la cuota variable. Lo más común consiste en un equilibrio entre ambas partes, para recaudar por el hecho de ofrecer servicio y a su vez favorecer el ahorro de agua y el consumo responsable del recurso.

Existen dos tipos de cuotas variables: la cuota variable volumétrica y la cuota variable por bloques. La cuota variable volumétrica consiste en el pago de una cantidad fija por cada unidad volumétrica consumida; mientras que en la cuota volumétrica por bloques se definen unos bloques de consumo y el precio por unidad volumétrica consumida varía según en qué bloque de consumo esté el usuario (Bailey & Buckley, 2004).

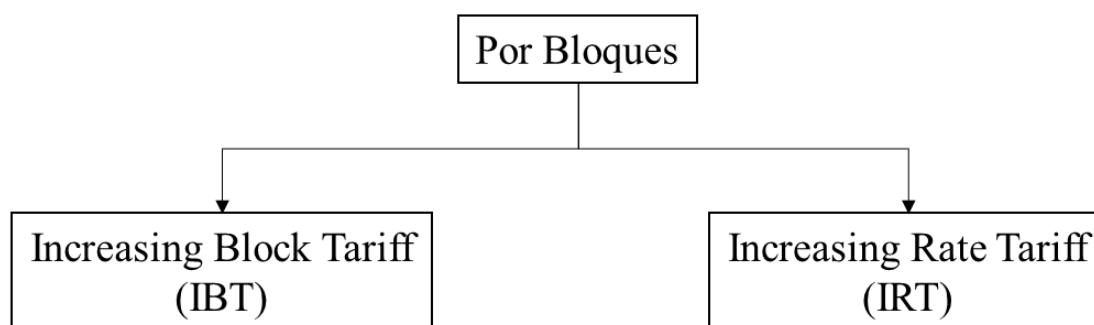
Las tarifas de dos partes son más comunes en los países desarrollados ya que permiten cumplir de manera más sencilla los objetivos de la tarifa. La elección un modelo de cuota variable volumétrica o por bloques depende de cómo se pretenda abordar el cumplimiento de los objetivos por parte de la entidad municipal.

En España existe una extraordinaria diversidad de sistemas tarifarios (González-Gómez et al., 2012). Según la Asociación Española de Abastecimiento de Agua y Saneamiento el 95% de los municipios de España aplican tarifas de dos partes, con una cuota fija y un componente variable relacionado al volumen de agua consumido que se cobra desde el primer metro cúbico de agua consumido (Suárez-Varela et al., 2015; AEAS, 2018).

No obstante, es complicado cumplir en las tarifas de dos partes los objetivos de la propia tarifa. Por ejemplo, si la cuota variable es volumétrica, no se penaliza a los usuarios con consumos excesivos. Sin embargo, si se adopta una cuota variable por bloques, la elección del límite entre un bloque y otro es lo que determina si se penaliza el consumo excesivo.

Dentro de las tarifas de dos partes con bloques, existen dos variantes en función del precio tal y como se observa en la Figura 4: las Increasing Block Tariff (IBT) y las Increasing Rate Tariff (IRT).

Figura 4: Tipos de tarifa de dos partes por bloques.



*Fuente: elaboración propia.*

Los profesionales y gestores del sector del agua que trabajan en los países en desarrollo recomiendan las estructuras de la IBT e IRT como sistema más adecuado para la tarificación del agua. Este tipo de tarifas ofrecen dos o más precios por el agua utilizada, donde cada precio se aplica dentro de un bloque definido. Los precios aumentan con cada bloque sucesivo. Una característica común de este tipo de tarifas por bloques es que el precio del primer bloque se fija deliberadamente por debajo del coste, independientemente de cómo se defina éste (Boland & Whittington, 2000).

En las tarifas por bloques tipo IBT, al usuario de agua se le cobra un precio unitario por las primeras unidades extraídas, hasta una cantidad determinada (que define el final del bloque inicial). Por encima de esta cantidad, el usuario se enfrenta a un precio más alto por las unidades adicionales hasta que se alcanza una segunda cantidad especificada (el final del segundo bloque), y así sucesivamente hasta el bloque más alto (superior) en la estructura de bloques creciente. El usuario puede extraer toda el agua que desee en este bloque superior (de mayor precio), pero por cada unidad adicional de agua la factura aumenta en una cantidad igual al precio más alto de la estructura tarifaria. Sin embargo, en las tarifas por bloque tipo IRT se pagan todos los metros consumidos al precio del último metro consumido (Boland & Whittington, 2000; Bailey & Buckley, 2004).

Las tarifas más comunes en el ámbito mediterráneo son las tarifas de dos partes, con una parte fija y una parte variable por bloques. La elección de un modelo IBT o IRT depende de qué objetivo se pretenda conseguir. En principio, para la recuperación de costes parece mejor elegir una tarifa IRT porque se recauda más, sin embargo, con una tarifa IBT el objetivo de equidad-justicia se ve favorecido. Por ello, según se combine una tarifa por bloques IBT o IRT con un fijo más o menos elevado, se pueden obtener distintas posibilidades para conseguir los objetivos fijados. Tanto el IBT como el IRT se puede

utilizar para subsidiar a los más pobres por dos razones: en primer lugar, porque se supone que los hogares más pobres consumen menos agua; y, en segundo lugar, porque permite el acceso a una cantidad básica de consumo a un precio subvencionado (Konives, 2005; Sibly & Tooth, 2014).

La utilización de sistemas tarifarios progresivos se justifica porque que el agua, al ser un bien que satisface diferentes necesidades, puede considerarse de forma diferente desde el punto de vista de la equidad, según la cantidad consumida (Suárez-Varela et al., 2015). Dentro de los primeros niveles de consumo, se acuerda que el precio del agua debe ser accesible para las familias con bajos ingresos. Sin embargo, a medida que los niveles de consumo aumentan, es deseable que el precio unitario del agua aumente en bloques de consumo. Los niveles de consumo de agua más elevados se penalizan, lo que se espera que contribuya a alcanzar los objetivos de eficiencia y sostenibilidad de los recursos hídricos. Por lo tanto, la parte variable de la tarifa debe tener en cuenta los objetivos de accesibilidad, eficiencia y sostenibilidad (Bailey & Buckley, 2004; Sibly & Tooth, 2014; Nauges & Whittington, 2017).

Sin embargo, algunos autores critican este tipo de tarifas proponiendo nuevos métodos de tarificación. Por ejemplo, Boland & Whittington indican que las tarifas tipo IBT en la práctica, es probable que promuevan la ineficiencia, la inequidad, la injusticia, la inestabilidad de los ingresos netos y otras consecuencias negativas (Boland & Whittington, 2000; Dahan & Nisan, 2007; Nauges & Whittington, 2017).

### *2.1.3-. Diseño de la tarifa.*

Para diseñar una tarifa de manera que se cumplan los objetivos es necesario un correcto diseño. Por ello, detrás de una tarifa existe una estructura, la cual se define como un conjunto de reglas o procedimientos para el diseño de la tarifa que determinan las condiciones de servicio y los pagos de las diversas categorías de usuarios del agua (Bailey & Buckley, 2004; Suárez-Varela et al., 2015).

El diseño de las tarifas del agua puede contribuir a alcanzar objetivos económicos, medioambientales y sociales. El uso de tarifas crecientes en bloque da lugar a una escalada o progresividad en el precio por unidad que persigue objetivos simultáneos de eficiencia en el uso de los recursos hídricos y sostenibilidad medioambiental (Suárez-Varela et al., 2015; Molinos-Senante et al., 2019).

Los principales objetivos de la estructura de las tarifas son: la recuperación de costes, reducción del consumo y equidad-justicia (Grafton et al., 2015). Otros objetivos de importancia para el diseño de la tarifa son: la aceptación pública, buscando tarifas que no generen críticas públicas hacia los gestores del suministro de agua o controversias entre los usuarios; la aceptabilidad política, donde las tarifas no supongan perjuicios a los responsables políticos de las entidades municipales; y, por último, la simplicidad y transparencia de manera que las tarifas sean fáciles de explicar y de entender. La mayoría de los usuarios deben poder saber qué precio están pagando por el agua (Boland & Whittington, 2000).

Podemos clasificar el conjunto de factores que pueden influir en el diseño de las tarifas en dos grupos principales. En un primer grupo estarían los factores ambientales. En el segundo bloque encontraríamos los factores relacionados con las propias opciones estratégicas del decisor. La recuperación de costes (como se ha indicado anteriormente) viene marcada por la Directiva Marco del Agua de manera que la tarifa repercuta a los usuarios los costes de explotación y de operación y mantenimiento. La reducción del consumo se consigue mediante el ajuste de la tarifa, favoreciendo los consumos bajos y penalizar los consumos altos. Para ello, hay que definir qué se entiende por consumo mínimo y consumo máximo para poder penalizar o favorecer dichos consumos. Por último, la equidad-justicia consiste en que los precios del agua sean asequibles por toda la población y tratar de forma igual a los iguales y de forma diferente a los diferentes (Bailey & Buckley, 2004).

Dada la dificultad de diseñar una correcta estructura tarifaria, en la literatura es posible encontrar criterios que faciliten su diseño, siendo éstos: fácil comprensión para el usuario, sin dificultad de aplicación y estable en el tiempo de manera que todos los hogares, incluidos los de menores ingresos, tengan acceso a una cantidad básica de consumo de agua y al mismo tiempo garantizar la sostenibilidad financiera del proveedor de servicios (Sánchez-García, 2014).

Sin embargo, como se ha comentado anteriormente no existe un organismo que regule o establezca criterios a la hora de diseñar la estructura. Además, una dificultad añadida es que cumplir los objetivos de la estructura tarifaria es complejo ya que puede haber conflicto en la consecución de todos ellos. Por ejemplo, uno de los objetivos de la estructura tarifaria que puede entrar en conflicto con otro y que, a su vez, es complejo de calcular es la recuperación de costes, debido a que, pese a que existen costes fáciles de



cuantificar otros, como los costes ambientales y los de coste de oportunidad, son difíciles de cuantificar (Directiva 2000/60; Bailey & Buckley, 2004; Arbués et al., 2012; Cobacho et al, 2013; Maldonado et al, 2013; Suárez-Varela & Martínez-Espiñeira, 2018).

#### *2.1.4-. Estructura de costes de un abastecimiento de agua*

Uno de los factores que determinan el correcto diseño de la tarifa y que viene recogido por la Directiva Marco del Agua en su artículo 9 es la recuperación de costes. Por ello, es importante conocer cuál es la estructura de costes que está asociada a los abastecimientos de agua con el objetivo de así poder diseñar una correcta estructura tarifaria que cumpla con los objetivos de la tarifa. Estos se desglosan en: amortización financiera; los fondos de reversión; gastos de explotación; la amortización técnica de las instalaciones; la remuneración de la Empresa Gestora; y otros gastos. A continuación, se detallarán los distintos elementos que forman la estructura de costes (Porta Visa, 1989, 1993; Sánchez-García, 2014; Grafton et al.,2015).

El primer coste de un abastecimiento es la amortización financiera, la cual comprende la devolución anual de los préstamos recibidos para la ejecución de la infraestructura del servicio. Ésta no incluye los intereses de los préstamos (ya que éstos se contabilizan en la parte de gastos financieros). Además, en el supuesto que se trate de una inversión pública, la amortización financiera comprende la devolución que debe hacer anualmente del principal de los empréstitos contraídos (obligaciones y bonos) y de los préstamos recibidos.

El segundo de los costes es el fondo de reversión. Éste equivale a la recuperación de la totalidad del capital de las inversiones en las infraestructuras del abastecimiento, por el valor actualizado de los recursos invertidos inicialmente y a lo largo de los años que ha prestado el servicio. La dotación anual de este fondo resulta de dividir el importe total actualizado del activo reversible, que figure contablemente en cada ejercicio, por el número de años que faltan para terminar el contrato de gestión del servicio. Los fondos de reversión surgen cuando una empresa privada gestiona el servicio de abastecimiento de agua y a lo largo de la prestación debe aportar capitales para realizar inversiones en la infraestructura que forma el abastecimiento. En el momento de la reversión de las instalaciones al Ayuntamiento, la empresa deberá haber creado el fondo de reversión (Sánchez-García, 2014).

El tercer gasto de la estructura de costes de un abastecimiento de agua, son los gastos de explotación, los cuales comprenden: las partidas de personal, energía, compra de agua, utilización de instalaciones ajenas al servicio, productos de tratamiento, vehículos, conservación y mantenimiento de las instalaciones, gastos administrativos y varios, suministros y servicios exteriores, tributos y provisión de insolvencias (Porta Visa, 1989 Grafton et al.,2015).

La partida de personal es la que comprende las retribuciones fijas y variables del personal que atiende el servicio, tales como sueldos, pluses, horas extraordinarias, etc. Incluye también el coste de la Seguridad Social a cargo del servicio, así como los gastos del personal a dedicación parcial. Anualmente se deberá hacer una proyección del coste de personal considerando el incremento salarial y de Seguridad Social para el ejercicio siguiente, en base a los criterios establecidos o previstos. El aumento de la partida personal derivado por un aumento de la plantilla deberá ser justificado y se deben detallar los motivos que lo exigen (Sánchez-García, 2014).

En la partida de energía se comprenden todos los gastos de las distintas fuentes de energía empleadas en la captación, impulsión, tratamiento y distribución de agua. Estos gastos se pueden subdividir en gastos de energía eléctrica, gastos en combustibles y en otras energías. La partida de compra de agua es aquella relativa a la compra a terceros para su posterior suministro al usuario directamente o previo tratamiento.

Otra partida es la de utilización de las instalaciones ajenas al servicio, la cual incluye el pago periódico de los cánones a las Confederaciones Hidrográficas y otros organismos por los permisos y concesiones para la utilización de las aguas públicas o privadas. La partida de Productos de Tratamiento comprende el gasto por los productos químicos y reactivos empleados para tratar el agua, como, por ejemplo: cloro gas, hipoclorito sódico, carbón activo, etc. La partida de vehículos del servicio comprende todos los gastos de utilización y mantenimiento de la flota de vehículos de servicio.

La partida de conservación y mantenimiento está desglosada en dos partidas: el inmovilizado en captación, impulsión, tratamiento y conducción del agua; y el inmovilizado material que constituye la red de distribución. Los Gastos administrativos y varios, es aquella partida que comprende los gastos generales (alquileres, primas a los seguros de responsabilidad civil, transporte, viajes, suscripciones a revistas, teléfonos, gastos de relaciones públicas, etc.) y los gastos en material administrativo e informático (Sánchez-García, 2014).

El apartado de suministros y servicios exteriores comprende los gastos del suministro de electricidad y gas para alumbrado y calefacción de las dependencias; y la contratación de servicios técnicos y jurídicos. La partida de Tributos comprende el coste de la Licencia Fiscal, los cánones y arbitrios municipales y cualquier impuesto imputable a la actividad. Por último, la partida de Provisión de Insolvencias se refiere a aquellas cantidades pendientes de cobro, correspondientes a ejercicios anteriores y que procede anular por ser imposible su recaudación.

El siguiente grupo de gastos son los financieros los cuales comprenden los intereses de las operaciones financieras realizadas por el servicio tales como: ampliación del capital social; emisión modificación y cancelación de obligaciones y bonos; formalización, modificación y cancelación de préstamos; intereses de obligaciones y bonos; honorarios de letrados, notarios y registradores; y, por último, la publicidad y las comisiones.

El cuarto gasto que se desglosa de la estructura de costes es la amortización técnica. Ésta es la que registra, en vistas a su reposición, la depreciación anual sufrida por el inmovilizado, ya sea material o inmaterial. Son susceptibles de amortización técnica todos los elementos patrimoniales directamente relacionados con la actividad del servicio y siempre que su utilización exceda de un ejercicio económico (Porta Visa, 1989).

Por último, el último elemento de la estructura de costes de un abastecimiento es la remuneración de los recursos propios. Este gasto sólo se da en los servicios prestados bajo cualquiera de las diversas modalidades jurídicas de gestión indirecta, siendo ésta la remuneración a la entidad que lo gestiona. Dicha cantidad puede calcularse de diferentes formas: por aplicación de un porcentaje, en torno al 15%, del total de gastos de explotación o a la cifra de facturación; o remunerando el capital social y las reservas, cuando la gestión indirecta es concesión o autorización administrativa (Porta Visa, 1989).

## **2.2.- Redes de distribución de agua potable**

### *2.2.1.- Introducción*

Como componente crucial de la infraestructura urbana, la red de distribución de agua es un elemento indispensable de la infraestructura civil y en el desarrollo estable de la producción y la vida urbana, en la medida en que proporciona agua para el uso doméstico, el desarrollo industrial y comercial (Burrows et al., 2000; Campbell et al., 2016).

La red de distribución se define como el conjunto de tuberías y elementos de unión que se encargan del transporte del agua dentro de un municipio de manera que se garantice

que en cada punto de la red exista un caudal preciso con la presión necesaria y la calidad de agua requerida sin que se produzcan contaminaciones (Saporta et al., 1995; Hernández-Muñoz, 2008). Además, constituye una parte fundamental de la segunda etapa de un abastecimiento de agua, cuyo objetivo principal es el suministro de agua en la cantidad requerida y con la calidad óptima para que sea aprovechada por los consumidores (Mora Rodríguez, 2011).

Las redes de distribución son elementos de gran importancia en la sociedad actual, ya que el garantizar agua de manera continua y de calidad es indispensable. De hecho, el buen estado de la red de distribución se utiliza como indicador del grado de desarrollo de un país (Cabrera et al., 1993; Cabrera, 2008).

El abastecimiento de agua potable cuenta con unas características peculiares que lo diferencian de otros servicios públicos como luz o gas. En primer lugar, destaca por sus elevadas inversiones con unos activos muy duraderos que no tienen usos alternativos. En segundo lugar, se trata de un bien de primera necesidad reconocido como Derecho Humano con unas características como calidad, continuidad y un gran control sanitario. Por último, se trata de un monopolio natural en que la competencia está muy regulada y tiene una reglamentación exclusiva (Matés-Barco, 2016).

El origen de los abastecimientos tuvo una gran importancia como cambio técnico y social en el S. XIX. El Estado y las autoridades locales buscaron encontrar una solución al problema higiénico sanitario, que era consecuencia de una deficiente prestación (Matés-Barco, 2013a). A ello, hay que añadir un aumento de la conciencia ciudadana (especialmente a partir de 1860) que generó una preocupación creciente por los problemas de la ciudad (Peña-González, 2009; Matés-Barco, 2013a).

El crecimiento de la gestión municipal de los servicios públicos se desarrolla principalmente durante la segunda mitad del S. XIX (Matés-Barco, 2013b). El Estado, ante la incapacidad económica y gerencial de los municipios, promovió unas normas reguladoras que permitieron la prestación del servicio sin necesidad de perder la titularidad (Matés-Barco, 2016). No existió una modalidad única en la gestión del servicio, ya que se trataba de un servicio de responsabilidad municipal cuya gestión se podía encomendar a concesionarios o realizarse en régimen de gestión directa (Matés-Barco, 2016).

Una gestión eficiente de la red presenta beneficios sociales, ambientales y económicos. El abastecimiento de agua se trata de un servicio que se paga mediante tarifa por cada uno de los usuarios. Además, el buen estado de la red tiene efectos positivos en la calidad del agua que se distribuye y reduce el riesgo para la salud pública al evitar la introducción de elementos externos al agua. Finalmente, el agua es un recurso limitado (y más en entornos mediterráneos) por lo que es necesario minimizar las fugas para garantizar tanto la calidad como la cantidad del recurso (Cabrera et al., 1993; Cabrera, 2008; Hernández-Muñoz, 2008).

### *2.2.2-. Elementos constitutivos de la red*

Las redes de distribución, de manera general, están formadas por distintos elementos que se pueden clasificar en dos grandes grupos: las tuberías y los elementos especiales. Este último grupo está formado por las válvulas, ventosas, desagües, elementos de unión, los contadores, y las acometidas.

A continuación, se va a proceder a realizar un análisis de cada elemento que conforma la red de distribución de agua.

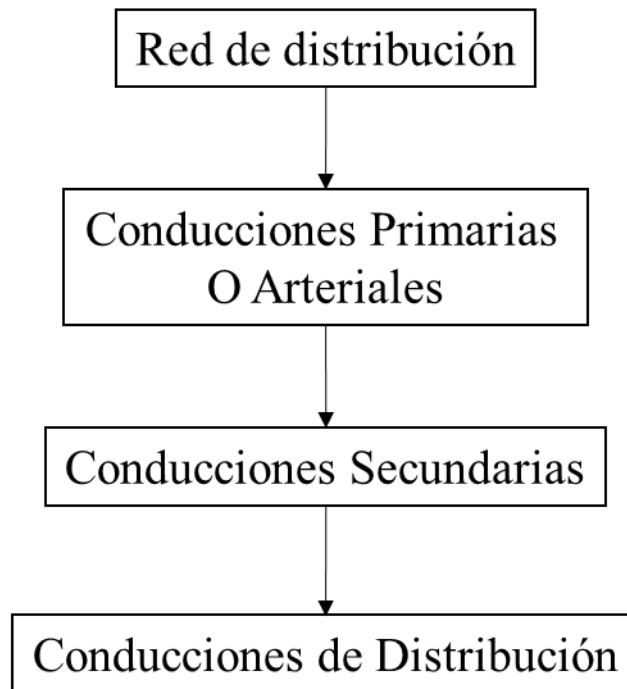
#### 2.2.2.1-. Tuberías

Las tuberías constituyen los elementos principales de una red de distribución. Están compuestas de dos o más tubos ensamblados mediante un sistema de unión que permite la conducción del agua. Su función principal es la distribución del agua sin añadir sabores, olores ni sustancias químicas al agua que transportan. Éstas pueden variar dependiendo de su función y ubicación dentro del abastecimiento. Suelen ser de rigidez variable y se instalan generalmente enterradas y acompañadas de otros elementos.

Un parámetro de gran importancia es el material constitutivo de las tuberías, ya que deben cumplir las siguientes características: impedir las infiltraciones de sustancias externas, evitar la adición de partículas internas del material constituyente y preservar la calidad y cantidad de agua que circula a través de ellas. Por ello, dada la importancia de los materiales constitutivos de las tuberías, se tratará posteriormente en el apartado “Materiales constitutivos de las redes de distribución”.

Existen numerosos criterios de clasificación de tuberías, siendo el más utilizado para su clasificación el que se observa en la Figura 5, el cual clasifica las tuberías según su funcionalidad, el cual viene determinado por su diámetro.

Figura 5: Clasificación de las tuberías que forman una red de distribución según su funcionalidad



*Fuente: elaboración propia*

Como se observa en la Figura 5, en primer lugar, las conducciones de mayor tamaño son las conducciones arteriales las cuales se definen como las principales tuberías que distribuyen el agua en una población. Estas conducciones son las de mayor diámetro y alimentan a las conducciones secundarias. Además, no presentan acometidas.

En segundo lugar, las conducciones secundarias son tuberías de menor tamaño que las tuberías anteriores, las cuales distribuyen el agua desde las conducciones arteriales hasta las conducciones de distribución. En ellas se pueden disponer acometidas para grandes consumidores, como por ejemplos grandes industrias.

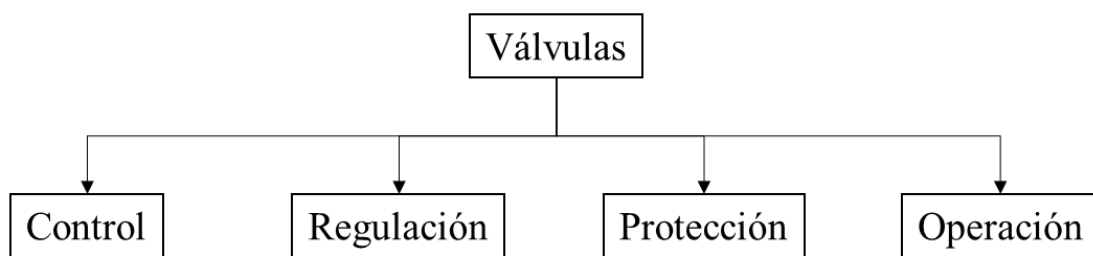
En tercer lugar, las conducciones de distribución son las tuberías de menor tamaño en las cuales se encuentran las acometidas. Éstas son el conjunto de tuberías, válvulas y accesorios que enlazan la red con las instalaciones interiores de los edificios. Su función es conectar la red de distribución con los edificios para garantizar el agua en los edificios, locales, etc. (Fuertes et al, 2002).

### 2.2.2.2-. Válvulas

El siguiente elemento constitutivo de la red de distribución son las válvulas. Éstas regulan el flujo de agua entre dos partes de una tubería de manera que permiten aislar tramos de conducciones; regular caudales y presiones; y proteger al sistema de sobrepresiones, etc. De manera general e independientemente de su funcionalidad, las válvulas operan sobre el sistema incrementando o disminuyendo la resistencia hidráulica del mismo, de manera que las variables hidráulicas (caudal, presión, etc.) se ven modificadas. Se trata de elementos de gran importancia dada su funcionalidad, por lo que su ubicación debe quedar perfectamente definida.

Las válvulas se pueden clasificar en base a dos criterios: su funcionalidad y su tipología. En la Figura 6 las válvulas ateniendo a su funcionalidad se clasifican en: válvulas de control, de regulación, de protección y de operación.

Figura 6: Clasificación de las válvulas según su funcionalidad



*Fuente: elaboración propia.*

El primer grupo de válvulas ateniendo a la clasificación según su funcionalidad, son las válvulas de control, también llamadas válvulas hidráulicas (cuando son accionadas por la misma energía del fluido del sistema, generalmente agua). Este tipo de válvulas funcionan, generalmente, de manera autónoma tratando de mantener una determinada consigna, como, por ejemplo: regular la presión, caudal, pérdidas de carga o nivel. Esta consigna puede ser modificada de manera remota, siendo ésta una característica determinante a la hora de diferenciar estas válvulas de otras.

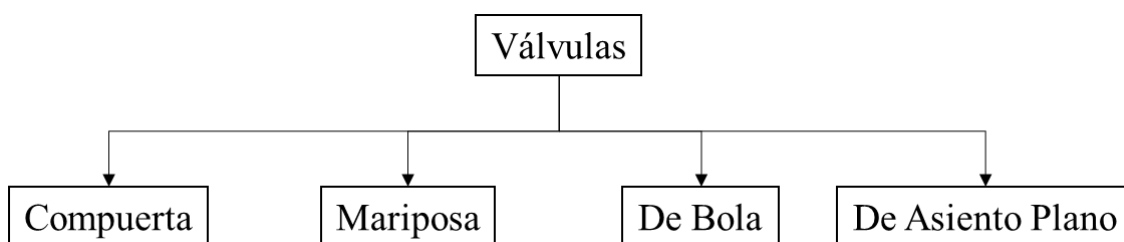
El segundo grupo de válvulas, son las de regulación. Éstas permiten el control de cualquier variable fluida (presión, caudal, etc.). La diferencia con el grupo de válvulas anteriores es que, de manera general, no suelen funcionar de forma automática, aunque sí que pueden recibir órdenes a distancia.

El tercer grupo de válvulas según su funcionalidad son las válvulas de protección. Éstas son válvulas automáticas que actúan como elementos de protección de la red en determinadas circunstancias para regular las variables fluidas cuando están en valores que pueden generar riesgo para la integridad del servicio por lo que sólo intervienen de manera ocasional.

El último grupo, son las válvulas de operación. Este grupo engloba a todas aquellas válvulas que permiten operar por la red de manera que se pueda realizar el mantenimiento sin que suponga el mínimo impacto en el usuario. Generalmente son las que facilitan las operaciones de mantenimiento.

El siguiente criterio para la clasificación de las válvulas es según la tipología de la válvula tal y como se observa en la Figura 7. Atendiendo a este criterio, existen muchos tipos de válvulas, siendo los principales tipos los siguientes: válvulas de compuerta, válvulas de mariposa, válvulas de bola, y válvulas de asiento plano. A continuación, se van a detallar todos los tipos de válvulas.

Figura 7: Clasificación de las válvulas según su tipología



*Fuente: elaboración propia.*

El primer tipo de válvulas según su tipología son las de compuerta. Como su nombre indica, están formadas por una compuerta deslizante de movimiento vertical y de geometría rectangular o circular que se desplaza mediante el giro de un eje accionado de distintas maneras: volante, llave de cuadradillo, motor eléctrico, etc. Este tipo de válvula presenta muy buenas características de estanqueidad a válvula cerrada y cuando la válvula está abierta no presenta pérdidas de carga presentando gran utilidad como válvula de todo o nada.

El segundo tipo de válvulas son las válvulas de mariposa, las cuales consisten en un disco con capacidad de giro (generalmente los 90°) entre la posición paralela al flujo hasta la perpendicular correspondiente al cierre total. Estas válvulas presentan muy buena maniobrabilidad ya que hay un equilibrio de presiones entre las dos caras de la mariposa,



lo que alarga su vida útil y las hace elementos que soportan un gran número de maniobras diarias. Se trata de una válvula que presenta pérdidas de carga muy sensibles según la posición del disco y a válvula abierta no presenta pérdidas de carga como en el caso anterior, por lo que resultan muy útiles como elementos reguladores. Existen multitud de diseños según la simetría o asimetría de la mariposa, los distintos materiales del cuerpo, disco y asientos.

El tercer tipo de válvulas según la clasificación por su tipología son las válvulas de bola. Su principal característica es su excelente estanqueidad. Por ello, su uso es de válvulas de todo o nada en redes de distribución siempre que el diámetro no sea excesivo ya que puede generar maniobras demasiado rápidas al abrirse y generar sobrepresiones. A válvula abierta no presenta pérdidas de carga y con una abertura parcial genera muchas pérdidas de carga, por lo que también puede usarse como elemento de protección.

Por último, el cuarto tipo de las válvulas son las de asiento plano. En este grupo de válvulas el cuerpo exterior presenta distintas geometrías, como por ejemplo forma de globo, en ángulo, en Y, etc., y son las más versátiles en cuanto a su campo de utilización. Su funcionamiento es sencillo: en posición cerrada, el disco se asienta sobre un orificio circular situado en el cuerpo de la válvula, mientras que en posición abierta el disco se encuentra a cierta distancia del orificio permitiendo que pase el agua. Su utilidad principal es como válvula reguladora, ya que presenta pérdidas de carga incluso a válvula abierta. Además, presenta gran precisión en su manejo como elemento regulador.

#### 2.2.2.3-. Desagües

El siguiente elemento constitutivo de la red se trata de los desagües. Se trata de elementos de la red que se colocan en sus puntos más bajos para el vaciado de distintos tramos, para la eliminación de distintos sedimentos de arenas y elementos finos arrastrados por las aguas conducidas. Su ubicación depende de las necesidades de la reparación y operación y mantenimiento de dicha red. Las aguas de las redes de distribución es recomendable que se viertan a la red de saneamiento de manera que no suponga riesgo u estorbo alguno para los gestores ni usuarios (Hernández-Muñoz, 2008).

#### 2.2.2.4-. Ventosas

Las ventosas se definen como elementos ubicados cuya función es la ventilación del sistema y como dispositivo de protección. Se trata de un elemento muy importante de las redes urbanas. Se suelen colocar en los puntos altos de la red para permitir la salida de

aire en el llenado de la red y permitir su entrada en la operación de vaciado para evitar la creación de vacío que podría dañar la conducción. Existen 2 tipos de ventosas: las de gran orificio y las de pequeño orificio o purgadores.

El primer tipo de ventosas son las ventosas de gran orificio llegando incluso a los 400 milímetros, cuya función es permitir la circulación de grandes cantidades de aire en el llenado y vaciado de la instalación. Estas ventosas están constituidas por un flotador, el cual baja por gravedad en el interior de la cámara que lo contiene usando el cuerpo de la ventosa o la presión es negativa. Cuando entra agua, el flotador sube y obtura el orificio.

El siguiente tipo de ventosas son las de pequeño orificio con un tamaño que varía entre 1.5 a 12.5 milímetros según su funcionalidad. La principal función de estas ventosas consiste en eliminar pequeñas cantidades de aire que se acumulen en los puntos altos de las tuberías, posterior a su llenado y su funcionamiento normal. El orificio es controlado por un embolo activado por un flotador que se encuentra en el extremo de una palanca. Cuando la cámara está llena de agua, el orificio se encuentra cerrado. A medida que al aire acumulado en el sistema entra en el cuerpo, el nivel de agua va bajando hasta que el peso del flotador es suficiente para vencer la fuerza que ejerce el aire a presión contra el disco de cierre, poniendo al descubierto el orificio. De esta manera se expulsa el aire hasta que el nivel de agua sea restablecido.

#### 2.2.2.5-. Elementos de unión

Los elementos de unión se definen como todos aquellos accesorios que se emplean para llevar las ramificaciones de la red, intersecciones, cambios de dirección, modificaciones del diámetro de la tubería, uniones entre tuberías, etc. Los ejemplos más comunes de los elementos de unión son los cruces, codos, tes y carretes. Se trata de elementos de gran importancia en las redes ya que una gran cantidad de las fugas generadas en la red se generan entre los elementos de unión y las tuberías (Cabrera, 2008).

Como ocurría con las tuberías, un aspecto importante es el material del cual están constituidas, siendo éstos los mismos materiales de los que están constituidas las tuberías, el cual se tratará de manera conjunta en el apartado “Materiales constitutivos de las redes de distribución”.

#### 2.2.2.6-. Contadores

Los contadores son los elementos para cuantificar el agua consumida por cada usuario. Las características principales que debe tener un contador son las siguientes: sencillez de

funcionamiento, durabilidad, resistencia mecánica, resistencia a la corrosión, peso mínimo en los elementos sumergidos, fácil montaje y conservación, sensibilidad en la medición, exactitud y pérdida de carga mínima.

De manera general, existen 3 tipos de contadores: volumétricos, de velocidad y de presión diferencial. Cada uno de ellos presenta unas características propias y especiales. Sin embargo, todos ellos deben cumplir los siguientes criterios: optimización del coste considerando los aspectos de adquisición, mantenimiento y conservación; rango de medición y exactitud en mediciones de los caudales; y por último la permanencia de la medición, es decir, el crecimiento escaso de los errores de medición con el tiempo.

Un contador se debe situar de manera accesible para poder facturar el agua consumida. Hay 3 elementos que influyen en la lectura de los contadores: la situación inadecuada (debajo de fregaderos, mostradores, escaparates, aceras o jardines) ya sea en zonas de difícil lectura y donde se acumula suciedad, por lo que la lectura se complica y pueden producirse errores; la situación en recintos cerrados de un usuario, con quien se debe quedar para la lectura; y por último que el contador esté en una arqueta que no cumpla las características de dimensión, ubicación, aireación y desagüe adecuado.

Actualmente, se están implementando contadores con lecturas remotas mediante impulsos eléctricos, sistemas neumáticos o el empleo de líneas telefónicas con el fin de resolver los problemas anteriores y facilitar y mejorar la precisión de la lectura.

#### 2.2.2.7-. Acometidas

Las acometidas son las tomas de agua para los usuarios cuya función es proporcionar el agua de la red de distribución a la instalación interior intradomiciliaria. Las acometidas están formadas por dos partes bien diferenciadas: el ramal y el cuadro. El primero se define como la parte que conecta desde el acoplamiento de la red de distribución hasta la entrada del cuadro; mientras que el cuadro es el conjunto de tubos y codos que forman una figura rectangular que tiene como objetivo alojar un contador.

#### *2.2.3-. Materiales constitutivos de las redes de distribución*

El tipo de materiales de las tuberías es determinante en la calidad del agua (además del año de instalación y la proporción de fugas de agua). Aunque las plantas de tratamiento de agua produzcan agua de alta calidad, la calidad de la red de tuberías proporciona una garantía adicional de la calidad del agua potable. En este sentido, hay que tener en cuenta

el efecto de los materiales de la red de distribución sobre la calidad del agua en el extremo del consumidor (Sadiq et al., 1997).

La infraestructura de distribución suele estar enterrada, y a menudo es difícil evaluar el estado del sistema. En caso de roturas en la red de tuberías subterráneas, agentes externos como los microorganismos pueden entrar en el sistema de distribución y reaccionar con el desinfectante residual (cloro), lo que provoca un deterioro más rápido (Mortula et al., 2019). Mantener una infraestructura de distribución de agua es crucial para proporcionar servicios de alta calidad a los consumidores, ya que no hay que despreciar el hecho de que algunas intoxicaciones y enfermedades transmitidas por el agua son consecuencia de la baja calidad de la red de tuberías de agua (Solgi et al., 2016).

La selección del material constitutivo de las tuberías de la red de distribución determina los costes de inversión y los posteriores costes de mantenimiento, influye en la vida útil de las tuberías y su funcionamiento a situaciones de operación de la red, afecta a la calidad del agua que circula en ellas, repercute en el nivel de fugas por la resistencia del material, etc. De manera general, las cualidades que se exigen a los materiales para ser utilizados en redes de distribución son: la impermeabilidad y la resistencia a acciones de todo tipo, tanto interiores como exteriores. (Hernández-Muñoz, 2008).

Los materiales más utilizados en tuberías en redes son los siguientes: fundición dúctil, acero, hormigón, policloruro de vinilo (PVC), polietileno de baja densidad (LDPE), otros materiales plásticos, la fundición gris y el fibrocemento. A continuación, se va a realizar una breve descripción de estos materiales.

Independientemente del tipo de material, todos ellos pasan unas pruebas para ser homologados como aptos para ser utilizados en conducciones de agua. Estos test de homologación son de dos tipos: las pruebas de fábrica y las pruebas preceptivas. Las primeras, son: el examen visual del aspecto general de los tubos; la comprobación de dimensiones, los espesores y rectitud de los tubos; pruebas de estanqueidad de los tubos a presión normalizada; pruebas de rotura por presión hidráulica interior; y, por último, las pruebas de rotura por la acción de cargas exteriores. Por otro lado, las pruebas preceptivas para las tuberías una vez instaladas en zanja son únicamente dos: una prueba de presión interior y una prueba de estanqueidad (Hernández-Muñoz, 2008).

### 2.2.3.1- Fundición dúctil

La fundición dúctil se trata de un material muy utilizado gracias a que son fáciles de manipular en obra y la unión entre distintos tubos es fácil de colocar. Presenta buena resistencia mecánica en instalaciones enterradas.

Sin embargo, su principal mecanismo de deterioro es debido a la corrosión. La velocidad a la que se corroe depende de factores como: temperatura, salinidad del agua, etc. Con el fin de hacer frente a la corrosión se suelen utilizar revestimientos o mangas de polietileno con el fin de alargar su vida útil.

### 2.2.3.2- Acero

El siguiente material que se utiliza para la fabricación de tuberías es el acero. El acero se trata de un material fácilmente soldable, muy poco frágil, con un amplio rango de juntas y diámetros disponibles, con gran resistencia a las condiciones externas de operación y flexibles. Se emplean especialmente en casos de altas presiones.

Determinar las características del acero es complicado, ya que varían según la composición y los tratamientos con los que se adecua a la aplicación final. Como en el caso anterior, su principal desventaja es la corrosión, por lo que los tubos se protegen con revestimientos exteriores e interiores.

### 2.2.3.3- Hormigón

Existen numerosos tipos de hormigón, pero únicamente se utiliza en abastecimientos el hormigón pretensado con camisa de chapa. Los componentes de este tipo de hormigón son: núcleo de hormigón, cilindro de acero, barras pretensadas y revestimiento de mortero. Existen 2 tipos de hormigón pretensado con camisa de chapa según la disposición de sus elementos: cilindro alineado y el cilindro encamisado. En el primero, el cilindro de acero se encuentra entre el núcleo de hormigón y el revestimiento de mortero y las barras de acero son envolventes en el cilindro; mientras que en el segundo tipo el cilindro de acero se sitúa dentro del núcleo de hormigón y las barras de acero son envolventes sobre el mismo núcleo.

Su mecanismo de deterioro se debe a la corrosión de los alambres a causa del alto índice de alcalinidad del cemento. Por ello, se deben proteger con revestimientos externos estos cables. Otro factor que interviene en la corrosión es la presencia de oxígeno, que depende de la porosidad y la permeabilidad del cemento.

Destacar que un problema que presenta es que en caso de rotura puede generar un fallo de gran escala debido a que generalmente se utiliza en conducciones de gran diámetro. Para prevenirlo, se deben hacer inspecciones de las mismas buscando elementos que indiquen su mal estado, como marcas de corrosión y decapado, desprendimiento de capa de mortero o cemento, etc.

#### 2.2.3.4-. Policloruro de vinilo

El Policloruro de Vinilo (PVC) se trata de un material mecanizable en obra y el tipo de unión es de fácil colocación. Se degrada con el tiempo, siendo su vida útil en abastecimientos de aproximadamente 50 años, además de ser un material sensible a los productos químicos, a las juntas de plástico-metal y los elevados coeficientes de expansión térmica.

Hay 3 tipos de PVC. El primero de ellos, el PVC Rígido (PVC-U) se usa en redes de baja presión y presenta buena resistencia al golpe de ariete. El segundo de ellos, el PVC Orientado (PVC-O) presenta mejores características mecánicas que el anterior, menor espesor de pared para una misma presión nominal y grado de deformación elástica, por lo que se utiliza para presiones de trabajo altas en diámetros pequeños. Por último, el PVC Clorado (PVC-C) presenta mayor cantidad de cloro y mejores propiedades frente a los otros dos (Iglesias et al, 2006; Ferrer et al. 2007).

Los principales mecanismos de deterioro son los factores ambientales, tales como: temperatura ambiente, oxígeno atmosférico, medios agresivos, radiaciones solares, etc. siendo este último el más perjudicial por la acción de los rayos UV; y los factores de funcionamiento, como: la presión interna, fatiga del material, esfuerzos mecánicos de tracción, compresión, flexión, agresión química, etc.

#### 2.2.3.5-. Polietileno de baja densidad (LDPE)

Se trata de un material plástico económico, ligero y de baja rugosidad (lo que implica mayor capacidad hidráulica), inerte, inodoro, insípido, inoxidable, inalterable a la acción del terreno, resistente, poco incrustante y una elevada resistencia al ataque químico.

Aunque el principal problema de este material es el desprendimiento de una capa de LDPE tras un periodo de funcionamiento aproximado de 10 – 15 años. Este desprendimiento decapado de la parte interna de las tuberías debido al cloro que lleva el agua.

#### 2.2.3.6-. Otros materiales plásticos

El uso de los materiales plásticos en las tuberías de abastecimiento de agua ha llevado consigo una continua evolución y mejora continuas. De todos estos materiales, dada su utilización en redes de distribución se destacan dos: El Policloruro de vinilo con orientación molecular (PVC – O) y el Poliéster reforzado con fibra de vidrio (PRVF).

El PVC – O se trata de un material termoplástico que se utiliza habitualmente en diámetros pequeños. En la actualidad no se utilizan demasiado debido a que aún no están totalmente normalizados. Su vida útil, según los principales fabricantes, es muy superior a los 50 años. La principal característica del PVC – O es su elevada resistencia, lo que permite hacer tubos de menor espesor para lograr las mismas prestaciones de tubos de mayor espesor de otros materiales.

Por otro lado, el Poliéster reforzado con fibra de vidrio (PRVF). Su bajo peso facilita el transporte y la instalación. Sus principales ventajas son la resistencia a la abrasión y al ataque químico, la menor necesidad de mantenimiento, y una vida útil superior a los 50 años.

#### 2.2.3.7-. Fundición gris y fibrocemento

Por último, citar dos materiales que aún se pueden encontrar en redes de distribución pero que actualmente están en desuso: la fundición gris y el fibrocemento. El primero dejó de utilizarse debido a su fragilidad mientras que el segundo por sus efectos cancerígenos al contener amianto. Estos materiales son los primeros en ser cambiados por materiales más resistentes y que no presenten riesgos para la salud humana.

#### *2.2.4-. Clasificación de las redes de distribución*

Las redes de distribución de agua han sido clasificadas atendiendo a diversos criterios, siendo los más utilizados: según el uso del agua a la que vaya destinada la red, según la topología del sistema y atendiendo al sistema de inyección y regulación de la red.

Atendiendo al primer criterio de clasificación, según el uso al que se destina el agua, las redes se pueden clasificar en: redes de zonas urbanas, zonas residenciales, zonas industriales, de riego y de extinción de incendios. Aunque lo más frecuente es encontrar una única red de distribución que se encargue de cubrir todos los usos debido a los elevados costes de inversión y de operación y mantenimiento de tener diversas redes separativas, se pueden encontrar redes diferenciadas como las redes de riego o de

extinción de incendios. Dichas redes pueden utilizar aguas de menor calidad o de fuentes alternativas, como, por ejemplo, agua regenerada.

El segundo criterio de clasificación es según la tipología de la red. Se trata del criterio más utilizado. Este criterio clasifica las redes según como estén interconectadas las tuberías entre sí. Según este criterio, las redes de distribución se clasifican en: ramificadas, malladas y mixtas.

El primer tipo de redes, las redes ramificadas son aquellas que existe un único camino a cada nudo de la red, es decir, desde el punto de vista hidráulico, para conocer el caudal circulante en estas redes basta con aplicar las ecuaciones de continuidad.

Las redes ramificadas presentan como principales ventajas su menor coste y su diseño y regulación más simple frente a las redes malladas. Sin embargo, las principales desventajas son: en caso de cortes o problemas de suministro, el agua no llega a todos los destinatarios ya que sólo puede circular por un único camino; en caso de ampliar la red puede haber problemas con las presiones sino se ha tenido en cuenta este factor en la etapa de diseño; y en los extremos de las ramificaciones el agua puede quedar estancada generando problemas sanitarios o si la velocidad no se mantiene constante en la red se pueden generar incrustaciones en el interior de las tuberías.

El segundo tipo de redes según su tipología, son las redes malladas donde el agua tiene varios caminos para circular, mínimo dos. Desde el punto de vista hidráulico, para conocer el caudal circulante por una red mallada hay que aplicar las ecuaciones de continuidad y las ecuaciones de equilibrio de energía. Por último, las redes mixtas son redes malladas con subsistemas ramificados.

Las redes malladas presentan como principal ventaja la posibilidad que tiene el agua de tener varios caminos que permite su continuo movimiento por el sistema: en caso de corte o rotura el agua puede circular aguas abajo, el agua está siempre en movimiento por lo que no se generan problemas sanitarios ni incrustaciones y la regulación de la red se mantiene constante dando una presión semejante en todas sus partes. Sus desventajas son su mayor coste de implantación frente a las redes ramificadas, y un dimensionado y regulación más complicada. Todos los abastecimientos de agua urbanos presentan redes malladas debido a sus ventajas que permiten dar un mejor servicio a los usuarios y con mayores garantías de calidad y seguridad.



El tercer criterio de clasificación de las redes es según el sistema de inyección del agua y la regulación de los depósitos. Este criterio, es de los más empleados y se suele utilizar conjuntamente junto al criterio anterior. Por ello, según el sistema de inyección de agua, se pueden clasificar por inyección indirecta o directa.

Una red se clasificará por inyección indirecta cuando se abastezca de depósitos a presión atmosférica (elevados o semienterrados); mientras que se clasificará como red de inyección directa a red mediante grupos de bombeo de velocidad fija o variable.

Por último, la clasificación de las redes atendiendo a la regulación de los depósitos, se clasifican en: depósitos de cola, depósitos de compensación, depósitos reguladores zonales, depósitos reguladores de sectores, y el depósito de rotura de carga.

Los depósitos de cola son lo que se sitúan al final de la red para mantener la presión en horas de consumo punta. En contraposición, se encuentran los depósitos de compensación que son los que se encuentran situados entre la estación de bombeo y la red para regular el funcionamiento de bombeo.

Existen 3 tipos de depósitos reguladores. Su principal diferencia es la situación dentro de la red de distribución. Los depósitos reguladores zonales son aquellos donde los depósitos alimentan a distintas zonas de la red alejadas entre sí; mientras que los depósitos reguladores de sectores son aquellos depósitos de regulación que abastecen a diferentes sectores de la red; y finalmente, el depósito de rotura de carga, el cual se trata de un depósito de regulación que se encuentra a una cota demasiado elevada de la red, se trata de un depósito a presión atmosférica que hace las funciones de depósito de regulación.

#### *2.2.5-. Variables de servicio: el diseño de una red de distribución*

Las principales variables que se utilizan comúnmente como criterios de diseño en las redes de distribución son: la presión de servicio disponible, la velocidad de circulación, los diámetros mínimos, los caudales de cálculo, y la demanda punta.

La presión, la cual se define como la altura disponible de cada punto de la red en función de la altura piezométrica que se disponga en los puntos de cabecera teniendo en cuenta la reducción debido a la altura geométrica del punto considerado y las pérdidas de carga desde la cabecera de red al punto considerado.

La presión de servicio mínima, la cual se define como la altura necesaria para abastecer directamente a las viviendas a una altura determinada, que se debe asegurar en 30 metros

de columna de agua (m.c.a) en las acometidas. Este valor puede variar en función del número de habitantes tal y como se observa en la Tabla 1.

Tabla 1: Presiones recomendadas en ciudades según su número de habitantes

<b>Tamaño de Población (Número de Habitantes)</b>	<b>Presión de servicio (Metros de Columna de agua)</b>
Menos de 1,000	15
Entre 1,000 y 6,000	22
Entre 6,000 y 12,000	28
Entre 12,000 y 50,000	35
Más de 50,000	48

*Fuente: extraído de Hernández-Muñoz 2008*

En la Tabla 1 se observa cómo varía la presión necesaria según el tamaño del municipio, es decir, según el número de habitantes. A menor tamaño de población la presión necesaria para garantizar el servicio es menor. Sin embargo, hay que tener en cuenta que las presiones no deben ser superiores a 60 metros para evitar roturas en la red y en las acometidas.

En el caso que los usuarios necesiten presiones superiores a las proporcionadas por la red debido a la elevada altura del edificio, es necesario que se instalen grupos hidropresores. Éstos, como norma general, garantizan que la presión a la salida de un grupo hidropresor debe ser de 15 m.c.a superior a la altura del último piso que abastece para poder garantizar la presión necesaria a las viviendas de los últimos pisos. Esta medida es necesaria ya que suministrar directamente la presión a los edificios de mayor altura produce un encarecimiento del conjunto de las instalaciones de la red para poder soportar esa presión extra, ruidos molestos en las instalaciones interiores y un incremento de pérdidas por fugas en la red.

La siguiente variable es la velocidad de circulación. La velocidad de circulación depende del caudal y del diámetro de la tubería. Según la AEAS, los valores de la velocidad de circulación deben estar comprendidos entre 0.6 – 2.25 m/s, siendo el valor mínimo de diseño de 0.3 m/s (AEAS, 2018).

Es importante mantener una velocidad del agua adecuada, ya que cuando hay una velocidad excesiva produce elevadas pérdidas por fricción, ruidos molestos y vibraciones. Además, puede generar sobrepresiones y roturas en las conducciones. Sin embargo, la velocidad de circulación tampoco debe ser baja ya que esto genera una infrautilización de la tubería y puede originar depósitos de materias en suspensión provocando obstrucciones o incrustaciones que reducen el diámetro de la tubería, generando problemas de cantidad de agua y de presión. Además, estas incrustaciones pueden ser el foco de posibles contaminaciones que afecten a la calidad del agua.

La siguiente variable del servicio es el caudal, es decir, la cantidad de agua que recibe cada usuario para satisfacer su demanda. De manera general, se recomienda que se diseñe un caudal que sea capaz de satisfacer las demandas de los usuarios con una previsión de 25 años. El caudal a suministrar se trata de un parámetro de difícil cálculo. En la Tabla 2 se encuentran los valores recomendados de dotación según el tamaño de la población.

Tabla 2: Dotaciones según tamaño de población

<b>Tamaño del núcleo de población (Número de habitantes)</b>	<b>Dotación (litros / habitante*día)</b>
Menor de 1,000	150
Entre 1,000 y 6,000	175
Entre 6,000 y 12,000	200
Entre 12,000 y 50,000	250
Entre 50,000 y 250,000	300
Mayor de 250,000	400

*Fuente: extraído de Hernández-Muñoz, 2008*

Como se observa en la Tabla 2, a mayor población mayor cantidad de agua por habitante es necesaria para poder satisfacer las necesidades de los usuarios. Destacar que se trata de valores meramente orientativos y que en cada red de abastecimiento se debe determinar. Por ello, es importante conocer los valores históricos del consumo de la población y las previsiones de crecimiento futuras de la ciudad.

Cuando se diseña el caudal un dato de gran importancia es conocer la demanda mensual, diaria y horaria con el fin de garantizar los consumos en la red con el objetivo de

garantizar la cantidad a los usuarios. Una vez conocido este valor, para calcular el tiempo de consumo es necesario aplicar un coeficiente tal y como se observa en la Tabla 3.

Tabla 3: Coeficientes punta de consumo

<b>Características del núcleo a abastecer</b>	<b>Número de horas de consumo del volumen diario</b>	<b>Coeficiente punta en red de distribución</b>
Núcleos urbanos con acusado predominio industrial	6 horas	4.00
Núcleos urbanos con desarrollo industrial normal	8 horas	3.00
Núcleos con predominio residencial	10 horas	2.40
Núcleos con tendencia al desarrollo agrícola	12 horas	2.00
Núcleos sin predominio alguno	10.7 horas	2.25

*Fuente: extraído de Hernández-Muñoz 2008*

Generalmente, se asume como valor de diseño para el cálculo de las conducciones de la red que el consumo diario se produce en un intervalo de 10 horas, lo que equivale a dimensionarlas estas puntas en 2.4 veces el consumo horario medio. Estos coeficientes (ver Tabla 3) sirven para ajustar según el uso el caudal de agua necesario. Como se observa, existe un valor estándar cuando no predomina un uso en especial, y a mayor uso industrial mayor coeficiente para un caudal punta y menor número de horas de consumo.

#### *2.2.6-. Calidad del agua*

La calidad del agua se trata de un parámetro de gran importancia para la gestión de redes. Junto con la calidad de la red, es uno de los parámetros más estudiados (Khadse et al., 2011; Khadse et al., 2016; Asghari et al., 2019). La preocupación por la calidad del agua en la red de distribución surgió en los años ochenta en EEUU por la Environmental Protection Agency (EPA) sobre los requisitos de calidad que debía tener el agua de consumo. En la literatura, el control de la calidad del agua y estudio sobre el nivel de pérdidas han constituido dos campos de estudio independientes (Vidal. et al, 1994).

La calidad del agua está relacionada con todos los elementos que conforman el abastecimiento, desde la captación, el tratamiento del agua, etc. Destacar que la calidad del agua bruta, especialmente la mineralización y la carga microbiana van a ser parámetros claves en la calidad final del agua (Ferrer et al, 2007; Mora-Rodríguez, 2011).

La calidad de las aguas en la red de distribución depende del estado en el que se encuentre la red, el cual se ve influenciado por el material de las tuberías y las fugas, la antigüedad de la red, diseño de la misma y mantenimiento de la red (Allen et al., 1977; Mora-Rodríguez, 2011). Además, la calidad del agua en la red de distribución varía de forma espacial y temporal (Clarck et al., 1993).

Las redes de distribución, aparte de llevar el agua al usuario, presentan un papel muy importante en la prevención contra las enfermedades transmitidas por el agua. Aunque la desinfección se realiza en las ETAPs, la red de distribución tiene que mantener este nivel de desinfección y a su vez evitar que la calidad del agua tras la potabilización se pierda. Esto supone un gran reto, ya que las redes de distribución son muy complejas y tienen muchos kilómetros de tubería. Estas tuberías se van reparando, cambiando por nuevas tuberías, etc. lo que da lugar a una red de distribución formada por tuberías de distintos materiales.

De manera general, los principales deterioros del agua en la red de suministro pueden aparecer en el seno del agua o en la pared de la misma. Las afecciones en la calidad en el seno del agua son principalmente por la incorporación de sustancias debido principalmente a las fugas de agua (LeChevallier et al., 1981; McCoy y Olson, 1986; Gauthier et al., 2003; Huey y Meyer, 2010). Durante el tiempo que permanece el agua en la red, las sustancias más reactivas contenidas en la misma, reaccionan o se combinan con otras sustancias presentes en el agua o adheridas a las paredes de las tuberías. El deterioro de la calidad también se puede producir por la existencia de fugas en la red, en las reparaciones o instalación de nuevas tuberías. Sin embargo, las afecciones debidas al estado de la tubería son debidas a: el estado de corrosión de la misma, la presencia de sustancias adheridas a la pared interna de la tubería que puedan afectar al agua, y por último los biofilms. A más edad de la tubería, siempre en función del material, se forman biofilms en las paredes de las tuberías, deteriorándolas e incrementando la pérdida de desinfectante residual en el agua.

Los parámetros, así como los valores permisibles se basan inicialmente en las recomendaciones de la OMS y en la normativa específica. Todas ellas presentan un objetivo común, el cual es satisfacer la entrega de agua segura al consumidor, asegurar una vigilancia con el objetivo de evitar cualquier posible contaminación en la red y degradación del agua. Es importante destacar que la buena calidad del agua se cumple de manera habitual a pesar que se presentan escenarios complejos con una serie de elementos que introducen vulnerabilidad para la preservación de la buena calidad de la misma (Mora-Rodríguez, 2011).

Con el fin de prevenir las enfermedades y minimizar el riesgo para la salud pública buscando ofrecer la mejor calidad del agua posible, la OMS define la vigilancia como la evaluación continua de la salud pública, revisión de la seguridad y aceptabilidad del agua suministrada (Mora-Rodríguez, 2011). El control de la calidad del agua en abastecimientos se hace en base a los parámetros fijos que la normativa vigente indique que se deben analizar como parámetros indicadores de obligado cumplimiento. Cuando la autoridad sanitaria lo indique, ésta puede añadir y analizar parámetros que puedan estar presentes en el agua de manera temporal o no y supongan un riesgo para la salud pública. La vigilancia comprende los siguientes apartados: autocontrol, vigilancia sanitaria y el control del agua del grifo del usuario.

El autocontrol lo realiza el gestor a través de laboratorios acreditados para ello. Los puntos de muestreo deben ser representativos de la calidad de todo el sistema, es decir, desde el inicio del suministro hasta la acometida, punto donde se entrega el agua. La vigilancia sanitaria depende de la autoridad sanitaria y se debe encargar de realizar las inspecciones periódicas, además de realizar análisis en cualquier momento y lugar para asegurar una vigilancia optima. Por último, el control del agua del grifo lo realiza la entidad de ámbito local. Los parámetros son los que la normativa vigente indique, y se deben tener en cuenta otros parámetros en función del material interno de la instalación.

Los parámetros que determinan la calidad del agua deben cumplir los rangos establecidos por las instituciones responsables para garantizar la buena calidad sin riesgos para la salud pública. Además, debe ser aceptada socialmente en términos de olor, sabor y apariencia (color).

Independientemente del tipo de análisis de control, el agua se puede identificar como apta o no apta en función de si supone un riesgo o no para la salud del usuario. Para que una muestra se considere apta se debe garantizar que no presenta microorganismos, parásitos

o sustancia en concentraciones perjudiciales para la salud. Los rangos que determinan si el agua es apta o no son establecidos por la autoridad sanitaria y en ellos se especifican los valores paramétricos de microbiológicos, parámetros físico-químicos, y radioactivos.

Por último, numerosos artículos relacionan la calidad del agua con la aplicación de planes de seguridad del agua, una nueva metodología de gestión de la OMS basada en el análisis de riesgos (Davison et al., 2005; Gunnarsdottir et al., 2012a; Gunnarsdottir et al., 2012b; Li et al., 2020).

Los PSA se definen como los planes de gestión exclusivos para abastecimiento que permiten garantizar de manera eficaz la seguridad del sistema de abastecimiento de agua de consumo. Para ello, se aplica un planteamiento integral de evaluación y gestión de los riesgos que abarque todas las etapas del sistema de abastecimiento, desde la cuenca de captación hasta su distribución al usuario.

El origen de los PSA es en 1994, con la primera iniciativa de la OMS para desarrollar planes de gestión basados en la metodología de Análisis de Peligros y Puntos de Control Crítico de la industria alimentaria. La primera referencia de los PSA en la tercera guía de la OMS Guías para la calidad del Agua Potable en 2006 (World Health Organization, 2006; Matía et al., 2004; Matía et al., 2008; Ganzer et al., 2008).

Los objetivos principales de un PSA para garantizar la aplicación de prácticas adecuadas en el abastecimiento de agua de consumo son: la reducción o minimización de la contaminación de las aguas de origen; la reducción o eliminación de los contaminantes mediante operaciones de tratamiento y la prevención de la contaminación durante el almacenamiento; la distribución y la manipulación del agua de consumo mediante el conocimiento del sistema concreto y de su capacidad de suministrar agua que cumpla las metas de protección de la salud; la determinación de las posibles fuentes de contaminación y del modo en que pueden controlarse; la validación de las medidas de control empleadas para combatir los factores de peligro; la aplicación de un sistema de monitoreo de las medidas de control adoptadas en el sistema de abastecimiento de agua; la adopción en un plazo suficiente de medidas correctoras para garantizar el suministro continuo de agua inocua; y la verificación de la calidad del agua de consumo, con el fin de comprobar la correcta ejecución del PSA y que su eficacia es la precisa para cumplir las normas u objetivos de calidad del agua pertinentes de ámbito nacional, regional y local (World Health Organization, 2006).

Por otro lado, las principales ventajas de los PSA frente a otros planes de gestión existentes son las siguientes. Se trata de un plan de gestión exclusivo para los sistemas de abastecimientos sin importar tipo, complejidad y su simplicidad; compatibilidad con el resto de normas ISO y certificaciones, incluso entre ellos se implementan y se fortalecen mutuamente; planteamiento de gestión dinámico, iterativo y práctico (Davidson et al., 2005; World Health Organization, 2006; Bartram et al., 2009).

Es posible encontrar diversas referencias sobre casos prácticos sobre la implantación de los PSA en diversos sistemas de abastecimientos muy distintos entre ellos: Australia, Reino Unido, American Latina y Caribe, España (Davidson et al., 2005; Bartram et al., 2009; Ganzer Martí et al., 2011). Esto muestra que la implementación de un PSA es factible en cualquier sistema de abastecimiento en cualquier contexto global, además de ser un proceso adaptativo a la realidad de cada sistema de abastecimiento.

Las fases de implantación de un PSA son: creación un equipo multidisciplinar y adopción de una metodología de trabajo; análisis del sistema de abastecimiento; determinación de todos los peligros, riesgos, debilidades y fortalezas del sistema de abastecimiento y evaluarlo; determinación de controles y/o barreras para cada riesgo y validarlos; aplicación de las mejoras del sistema para minimizar riesgos, debilidades y peligros; realización de una metodología de muestreo para controlar la eficacia de las medidas implantadas y poder controlar el sistema y reevaluarlo constantemente para adaptar el PSA a la evolución del sistema; y por último mantenimiento de registros fieles e informar al usuario (Davidson et al., 2005; Bartram et al., 2009).

#### *2.2.7-. Sectorización de la red y gestión de fugas*

La sectorización se define como la partición de la red en subsistemas (sectores) con entradas y salidas controladas de manera que cada sector es independiente del otro. Con ello se homogeneizan los elementos, las medidas y los parámetros de diseño de cada subred.

El concepto de la gestión de las redes de abastecimiento de agua en base a Zonas de Medición por Distritos (DMA), utilizando la división de dicha red en sectores hidráulicos, fue introducida para la detección y el control de fugas, a primeros de los años 1980, por la industria del agua del Reino Unido por el Department of the Environment and the National Water Council.



El objetivo principal de la sectorización es la mejora del rendimiento de la red. Al mejorar el rendimiento, disminuyen las pérdidas y el control y gestión de la red aumenta. Además, aumenta la eficiencia de los planes de detección de fugas. Este objetivo principal lleva asociado otros objetivos: mejor aprovechamiento del recurso, disminución de los costes de producción y no hace falta sobre dimensionar las redes. A través de la sectorización resulta más sencilla la detección de fugas gracias a la información que se obtiene de cada sector sobre las variables presión y caudal. La detección de anomalías en dichas variables, como por ejemplo el incremento del caudal de agua inyectado al sector, el incremento del caudal mínimo diario y el descenso en el valor medio y/o máximo de la presión, pueden ser indicadores de presencia de fugas.

Las principales dificultades de la sectorización son: la determinación del tamaño idóneo del sector y el aislamiento de cada sector. En primer lugar, la determinación de cada sector se hace mediante de ciertas variables, como, por ejemplo: kilómetros de red, número de acometidas, número de abonados o el caudal de entrada, pero no existen normas para su delimitación o tamaño. En segundo lugar, el aislamiento de cada sector, debido al nivel de mallado de la red, supone una dificultad a nivel técnico ya que cada sector tiene que ser independiente y estar aislado del anterior.

La partición de una red de distribución de agua en múltiples subredes que definen distritos de red permanentes más pequeños, representa una estrategia para mejorar la eficiencia de la operación y la gestión y el control de la presión de un sistema de distribución de agua con el fin de controlar y reducir las fugas de agua en una red de distribución de agua (Di Nardo et al., 2013; 2014; Hajebi et al., 2013). Las fugas suponen un impacto medioambiental considerable y una gestión costosa, que además puede desencadenar perjuicios sociales cuando la demanda de agua no se satisface adecuadamente.

Mediante la instalación de caudalímetros y válvulas en determinados lugares, la red de distribución de agua se divide en una serie sectores. La división de una gran red de agua en subsistemas más pequeños permite simplificar y mejorar la gestión, ya que esto permite controlar el flujo dentro de cada sector. Si los subsistemas son zonas aisladas (sectores) de tal manera que cada zona es alimentada por su fuente de agua. Cada sector de la red de distribución de agua está separado del resto por válvulas de aislamiento o válvulas reductoras de presión y una o más entradas y salidas medidas. De este modo, es posible definir una sectorización de la red de agua para destacar la condición en la que cada distrito del sistema está completamente aislado de todos los demás distritos.

El diseño de una sectorización óptima para las redes de distribución de agua existentes y en funcionamiento es una tarea extremadamente difícil de realizar. Tradicionalmente, la sectorización de las redes de distribución de agua es llevada a cabo por expertos locales utilizando un enfoque de prueba y error, lo que a menudo resulta en la identificación de soluciones arbitrarias (Campbel et al, 2016). No obstante, el diseño y las configuraciones operativas deben optimizarse para satisfacer la demanda de agua, su adecuada calidad, las restricciones de presión, así como los índices de eficiencia en condiciones estrictas.

Antes de continuar, es importante definir las fugas de agua ya que su reducción es el objetivo de la sectorización. Las fugas se definen como la diferencia entre la cantidad de agua que se inyecta a las redes abastecimiento y la que reciben los usuarios. Se trata de un parámetro de gran importancia debido a que históricamente se ha considerado como el principal parámetro para indicar el buen estado de una red.

Las fugas suponen una pérdida de agua y a su vez la entrada de contaminantes tanto físicos, químicos y biológicos que como consecuencia pueden producir cambios en la composición del agua. Dicha introducción de contaminantes puede causar problemas de gusto, olor, disminución de la cloración, corrosión de tuberías, etc. y suponen un riesgo para la salud pública y un gasto económico (McCoy et al., 1986; Cabrera, 2008).

La gestión de fugas se basa en los siguientes pasos: en primer lugar, es necesario cuantificar el nivel actual de pérdida; en segundo lugar, se debe evaluar los recursos que se disponen para tomar medidas para reducirlo; y, en tercer lugar, es la puesta en marcha de las medidas contempladas para la reducción de fugas. Durante todos estos pasos es necesario un monitoreo y mantenimiento de la red adecuado (Delgado, 2011). La gestión de fugas se basa en 4 conceptos: la gestión de la presión, velocidad y calidad de las reparaciones, la gestión de la infraestructura y el control activo de fugas.

La gestión de la presión se plantea con el fin de reducir las fugas que son difícilmente detectables sin que ello suponga el reemplazo de infraestructura buscando ofrecer una presión constante en cada sector de la red y homogenizando este nivel en toda la red mediante la instalación de válvulas para regularla. Los principales beneficios de realizar una correcta gestión de la presión en una red de suministro son: ampliar la vida útil de las infraestructuras, la reducción de las roturas en tuberías y elementos de red, reducción del flujo de agua de las fugas actuales, reducción de consumos elevados relacionados con la presión de red, y la reducción de nuevas fugas (Lambert, 2002; Pearson, 2007; Delgado, 2011).

La gestión de fugas se basa en 4 conceptos: la gestión de la presión, velocidad y calidad de las reparaciones, la gestión de la infraestructura y el control activo de fugas.

La gestión de la presión se plantea con el fin de reducir las fugas que son difícilmente detectables sin que ello suponga el remplazo de infraestructura buscando ofrecer una presión constante en cada sector de la red y homogenizando este nivel en toda la red mediante la instalación de válvulas para regularla. Los principales beneficios de realizar una correcta gestión de la presión en una red de suministro son: ampliar la vida útil de las infraestructuras, la reducción de las roturas en tuberías y elementos de red, reducción del flujo de agua de las fugas actuales, reducción de consumos elevados relacionados con la presión de red, y la reducción de nuevas fugas (Lambert, 2002; Pearson, 2007; Delgado, 2011).

La gestión de la infraestructura se basa en un correcto mantenimiento y renovación de la red de distribución. La gestión de la infraestructura presenta como principal reto a la hora de realizarla correctamente la determinación de la sección que debe renovarse cada año con el fin de obtener los mejores beneficios. Existen dos tipos de orientaciones para decidir qué sección se debe renovar: la orientación preventiva-proactiva y la correctiva. La primera orientación busca mediante un estudio previo priorizar qué secciones se encuentran en peor estado con el fin de atajar el problema. Se trata de un proceso complejo ya que no se sabe con seguridad si el remplazo va a tener el efecto deseado. Sin embargo, la segunda busca el remplazo según se vayan detectando niveles de pérdidas de agua no admisibles. Se trata de una orientación que desde el punto de vista económico y técnico no es el más óptimo. La decisión de remplazar o rehabilitar depende del tamaño del proyecto, los recursos disponibles y la capacidad económica disponible. Los beneficios tanto de remplazar como de rehabilitar son los siguientes: aumentar la vida útil de la red, mejorar el servicio y disminuir el número de fugas.

Por último, la rapidez y la buena calidad en las reparaciones se trata de un elemento esencial para la buena gestión de fugas. La reducción del tiempo medio de reparación entre fugas tiene un gran impacto en el volumen de agua fugado.

Una vez detectada la fuga y localizada, la rapidez de las maniobras para repararla depende del coste de dicha maniobra. En este sentido es importante encontrar el coste óptimo entre el coste de la reparación y la velocidad de actuación frente al coste que supone el riesgo de tener la fuga y el coste del agua fugada (Lambert, 1998; Delgado, 2011). La reparación de fugas puede ocasionar cortes temporales del servicio, así como cortes de calles. Por

ello, es necesario operar con la mayor prontitud posible pero siempre buscando minimizar las molestias a los usuarios y a los terceros afectados.

El control activo es el primer paso para la gestión de fugas el cual consiste en la localización y reparación de las fugas actuales. Ciertamente, la detección, prevención y reparación de fugas debe ser una de las actividades prioritarias dentro de todas las medidas explicadas anteriormente en las acciones de operación y mantenimiento de la red.

Para lograr un sistema de gestión que minimice fugas buscando la prevención y acortando los tiempos de reparación surgen los planes de detección de fugas. Estos se definen como la revisión sistemática y continua de la red de distribución acorde con la disponibilidad de recursos del abastecimiento y con su eficiencia global.

En un plan de detección de fugas se debe recoger y clasificar las características principales de la red dividiéndola en zonas. Si la red se encuentra sectorizada, cada sector será una zona de trabajo. Una vez definida cada una de las zonas de la red, se debe recopilar la siguiente información de cada zona: plano en planta de la red de distribución conteniendo el trazado de las tuberías y localización de las válvulas; material, diámetro, espesor y antigüedad de las diferentes tuberías y otros datos de interés y programación de las rutas de trabajo en función del rendimiento esperado.

La detección de las fugas, de manera general, empieza con la prelocalización, la cual determina si hay fugas o no en la zona, pero no determinan la zona exacta, que posteriormente se debe localizar mediante equipos de auscultación. Mediante estos equipos se determinan los tramos de conducción factibles de existencia de fugas lo que permite acotar la zona. Si la red está sectorizada, la eficiencia del trabajo es exponencial ya se acota más aún la zona a revisar.

Los equipos de prelocalización está compuestos por dos elementos: el sensor y la unidad receptora. El primero, se trata de un sensor cuya función es medir el caudal e incorpora un transmisor, la cual manda la información al segundo elemento: la unidad receptora. Esta almacena la información que recibe. La utilización de estos equipos es independiente a la tipología de red, tamaño, material etc. ya que se trata de un sistema no invasivo el cual se coloca, a través de un imán, sobre un elemento metálico de la red de agua (generalmente una válvula).

De manera general, se pueden aplicar 2 metodologías de trabajo con prelocalizadores. Estas varían en función de si los prelocalizadores se encuentran fijos en la red o bien sean móviles. La única diferencia entre ambas metodologías es el incluir dentro de estas la colocación y retirada del prelocalizador lo cual supone como ventaja la reducción de la inversión en monitorización de la red y como desventaja un mayor volumen de trabajo en la aplicación de dicha metodología.

Independientemente de si los prelocalizadores son fijos o móviles, el protocolo de trabajo es el siguiente: instalar los prelocalizadores, generar la base de datos con la localización exacta de los prelocalizadores, el registro de niveles de ruido y dispersión en la conducción, patrulla vía radio para recoger la información generada, descarga de los datos obtenidos y, por último, determinación de los tramos de red con posibles fugas.

Otro método de prelocalización de fugas es la correlación multipunto. Se trata de un método, que bien puede ser utilizado como complemento al método anterior o bien de manera directa. El protocolo de trabajo es similar al anteriormente descrito, pero en este caso, los sensores deben ser programados indicándoles el horario de la información, la duración del registro y el número de repeticiones a realizar.

Este método es muy utilizado para la gestión de redes ya que permite tener sensores por toda la red que miden la variación del caudal de cada sector de manera diaria. Una vez se dispone de la información, se debe volcar a un ordenador para su análisis. Para ello, existen varios softwares comerciales que permiten comparar y clasificar los resultados obtenidos de los sensores. Presentan como gran ventaja frente al método anterior su gran precisión ya que permiten realizar repeticiones, lo cual ayuda a identificar los consumos puntuales de las fugas.

Una vez se conoce el sector o zona del sector que tiene fugas mediante la prelocalización, el siguiente paso es actuar utilizando los equipos de detección de fugas con el fin de determinar la localización exacta para proceder a su reparación mediante los equipos de auscultación. En la Tabla 4 se presentan los distintos tipos de auscultación existentes para la detección de fugas.

Tabla 4: Clasificación de los Métodos de auscultación de fugas.

<b>Métodos acústicos simples</b>	<b>Métodos acústicos sofisticados</b>
Vara acústica o campana de escucha.	Equipos de correlación acústica
Geófono acústico o electroacústico.	
Micrófono sonda.	

*Fuente: elaboración propia*

Los métodos de auscultación que se observan en la Tabla 4 se basan en el ruido que produce el agua a través de la rotura. De manera general, el procedimiento de actuación para la detección de fugas consiste en una auscultación previa con métodos simples en ramales, llaves de paso y tuberías fáciles de auscultar. El objetivo principal de este procedimiento es la detección de fugas lo más rápidamente posible.

Los métodos acústicos sencillos se basan en escuchas nocturnas con el fin de evitar la contaminación acústica. Estos métodos permiten revisar longitudes superiores a los 5 km de red por jornada de trabajo y con un porcentaje de acierto del 75%. Sin embargo, las revisiones detalladas es recomendable realizarlas mediante métodos acústicos sofisticados.

Estos métodos no son dependientes del nivel de contaminación acústica, lo que permite que puedan utilizarse en cualquier momento, ya que eliminan las interferencias y amplifican los ruidos procedentes de las fugas. Previamente a su uso, es recomendable realizar un trabajo de planificación. Estos métodos permiten porcentajes de acierto superiores al 90% y se consiguen auscultar 1,6 km de red por jornada de trabajo de 8 horas, equivalentes a 96 horas de inspección real efectiva.

#### *2.2.8-. Operación y mantenimiento de redes*

La operación y mantenimiento de las redes es un apartado de gran importancia debido a que tiene influencia en la vida útil de todos los elementos que conforman la red. Además, también tiene importantes afecciones en el servicio ya que tiene gran influencia en la calidad del agua, la presión, el nivel de fugas, etc. Todos esto se pueden evitar mediante un adecuado mantenimiento y una buena gestión técnica (Cabrera et al., 1993). En la Tabla 5 se muestran los principales problemas que puede sufrir una red de distribución junto a sus posibles causas.

Tabla 5: Principales problemas en las redes de distribución y sus posibles causas

<b>Problemas detectados</b>	<b>Posibles Causas</b>
Roturas de conductos	<p>Presión excesiva</p> <p>Problemas de sobrepresión</p> <p>Corrosión interna</p> <p>Corrosión externa</p>
Movimiento del suelo o zanjas	<p>Mala preparación del asiento de las tuberías</p> <p>Desplazamientos en el suelo</p>
Intermitencias en el abastecimiento	<p>Rotura de tuberías</p> <p>Capacidad hidráulica de los conductos</p> <p>Depósitos y concreciones en los conductos</p> <p>Entrada de raíces en los conductos</p> <p>Fallos en la instalación general</p> <p>Problemas de mantenimiento</p> <p>Consumos de agua no autorizados</p>
Presión escasa	<p>Capacidad hidráulica de los conductos</p> <p>Depósitos y concreciones</p> <p>Entrada de raíces en los conductos</p> <p>Falta de mantenimiento</p> <p>Consumos no autorizados de agua</p> <p>Aspectos topográficos</p>

*Fuente: extraído de Hernández-Muñoz 2008*

Como puede observarse en dicha Tabla 5, la mayoría de estos problemas se encuentran relacionados entre ellos, tanto en origen como en los efectos negativos sobre la calidad del servicio. Por ejemplo, una rotura de tuberías debida a intermitencias del

abastecimiento puede suponer pérdidas de presión en los grifos de los usuarios y a su vez una variación de la calidad del agua. Para ello, con el fin de mantener el buen estado de las redes y evitar los problemas comentados hay que realizar un correcto mantenimiento.

El mantenimiento se define como el conjunto de acciones de provisión y reparación necesarias para que un elemento continúe cumpliendo su cometido en las condiciones adecuadas para permitir su uso de forma eficiente. Incluyen acciones de inspección, comprobaciones, clasificación, reparación, etc. Existen 4 tipos de mantenimiento: correctivo, preventivo, predictivo y proactivo.

El tipo de mantenimiento más clásico es el correctivo, es decir, el actuar para reparar cuando se ha producido un incidente. Esto genera grandes costes, corta el servicio y no es planificado. Con el objetivo de realizar el mantenimiento con el menor coste y sin cortar el servicio, se realizan los mantenimientos preventivos. En este tipo de mantenimiento, se realizan paradas programadas para realizar el mantenimiento con el objetivo de adelantarse a que ocurra el incidente y tengas que reparar/reponer. Normalmente, se utilizan soportes informáticos donde se introduce la información del fabricante más información del sector para calcular cuando es el momento idóneo para hacer el mantenimiento. Su principal desventaja es que sigue siendo un mantenimiento costoso, aunque menor que el anterior.

El siguiente tipo de mantenimiento es el predictivo, el cual busca alargar la vida útil de los elementos. Se basa en buscar variables indicativas para realizar el mantenimiento en base al análisis de dichas variables representativas. Éstas deben ser las recomendadas por el fabricante y en base a los datos históricos. Sin embargo, necesita bastante instrumentación y recurso humano para que sea efectiva.

Por último, el mantenimiento proactivo es muy similar al anterior, pero se basa principalmente en los datos históricos de los mantenimientos realizados. Muchos autores lo consideran como una mejora del mantenimiento anterior. Para ello, se utilizan variables más sensibles y modelos de análisis para adelantarse y de esta manera alargar la vida útil.

#### 2.2.8.1-. Limpieza de tuberías

La limpieza de tuberías se define como la eliminación por métodos mecánicos o químicos las capas que se incrustan en las paredes interiores de las tuberías. Dichas capas producen una reducción del diámetro de las tuberías y generan riesgos para la salud pública debido a que pueden ser el posible foco de contaminación o de adición de sustancias extrañas al



agua que pueden empeorar su calidad. A continuación, se explicarán brevemente los dos tipos de eliminación, tanto mecánico como químico, para limpiar las tuberías y minimizar los riesgos anteriores.

La limpieza de tuberías mediante elementos mecánicos se hace en tuberías de gran diámetro, superior a los 400 milímetros, generalmente en arterias o tuberías de distribución. Se realiza mediante una máquina que se traslada longitudinalmente por el interior de la tubería mediante un movimiento circular transversal. Dicha máquina incorpora unas aspas con rascadores que despegan las incrustaciones de las paredes internas de la tubería. Posteriormente, la tubería se acondiciona mediante una cementación interior de la tubería por centrifugación.

Por otro lado, el método de limpieza de tubería mediante elementos químicos consiste en la introducción en el interior de las tuberías de un líquido que despega las incrustaciones. El líquido se introduce en una acometida, una vez vaciado la zona o sector, aislado del resto de la red y cerradas el resto de acometidas. A continuación, se llena con agua y el líquido desincrustante durante 5 horas en reposo. Después, se abre el desagüe para su vaciado y se lava durante 1 hora. Esta operación sólo puede realizarse por la noche.

#### 2.2.8.2-. Instalación de tuberías

Una vez se cumple la vida útil de los elementos que forman la red, se debe revisar y actuar sobre las zonas que necesiten con urgencia una acción para poder seguir ofreciendo servicio sin que se vea afectado la calidad del mismo. Para ello, una de las medidas a adoptar es la instalación de nuevas tuberías. A continuación, se va a tratar brevemente de abordar el transporte, manejo e instalación de las tuberías.

Es importante destacar que las conducciones de agua potable se deben situar por encima de las conducciones de saneamiento, con una distancia mínima entre ellas de 1 metro, tanto en sentido vertical como horizontal; o tener garantía absoluta de la no interferencia entre las conducciones en caso de reparación de alguna de ella y que la otra esté protegida con la posibilidad de trasvase de una tubería a otra por fugas.

En primer lugar, en la carga y transporte de las tuberías se deben evitar los choques, mientras que en la descarga se deben depositar con suavidad en el suelo, evitando rodarlos por piedras y se tomarán medidas para que durante su manejo no sufran deterioros ni esfuerzos anormales (Hernández-Muñoz, 2008). En la medida de lo posible, los tubos deben de ser descargados enfrente y cerca del lugar donde deban ser colocados en zanja,

y de forma que puedan rodarse o transportarse con facilidad hasta el lugar de empleo. La descarga se debe hacer tubo por tubo con cuidado, y el almacenamiento se hará entre estacas gruesas en terreno limpio de piedras y elementos salientes que puedan dañar los tubos. La altura máxima de este apilamiento será como máximo de 1.50 metros.

En caso que esté previsto amontonarlos antes de su uso, se debe hacer en el lado contrario de donde esté previsto amontonar los productos de excavación. Es recomendable cubrir los tubos almacenados a pie de obra con una tela de polietileno, preferentemente de color blanco o de aluminio, para aislar los tubos de la radiación solar, a la par que impedir la entrada en los tubos de cuerpos extraños traídos por los vientos y las lluvias (Hernández-Muñoz, 2008). Antes de su instalación y una vez descargados, es recomendable que todos los tubos sean inspeccionados de manera que se asegure que no presentan defecto alguno, ya que si lo presentan deben ser automáticamente rechazados. Como medida excepcional, si el defecto es en un extremo se puede cortar para dar uso al resto del tubo.

Una vez descargados y almacenados los tubos, hay que proceder a la excavación de la zanja. Para su apertura, hay que tener en cuenta: el tipo de suelo, el nivel freático, la litología y la pendiente de la zona. La anchura de la zanja debe ser la suficiente para que la tubería pueda ser montada sin dificultad. Una vez acabada, los tubos deben descenderse con precaución hasta el fondo de la zanja utilizando los elementos necesarios para ello. Una vez en el fondo se volverán a examinar para comprobar que en su almacenamiento no se han deteriorado y en su interior no hay elementos extraños. A continuación, se realizará su centrado y perfecta alineación, y una vez acabado se procederá a calzarlos y acodarlos con un poco de material de relleno para impedir su movimiento.

Cuando se interrumpa la colocación de tubos se taponarán los extremos libres para impedir la entrada de agua o de cuerpos extraños, y cuando se reanude el trabajo se debe examinar otra vez el interior de la tubería. En cualquier caso, se debe evitar el contacto de la tubería con piedras o materiales rocosos. Por tanto, si en el fondo de la zanja coincide con terreno pedregoso, se colocará una capa de arena de al menos 15 centímetros antes de la instalación del tubo.

Durante la instalación, tanto la zanja como la tubería debe estar libre de agua, utilizando bombas si fuese necesario. Generalmente no se colocarán más de 100 metros sin proceder a rellenar la zanja (aunque sea parcialmente) para evitar la posible flotación de los tubos en caso de inundación de la zanja y para protegerlos de posibles golpes.

Una vez colocada la tubería, las juntas y codos, y efectuadas las pruebas de presión y de estanqueidad se debe rellenar la zanja. Cuando la excavación sea en zonas urbanas (calles, aceras o pavimentos) el relleno debe efectuarse de forma que quede suficientemente consolidado. El relleno se debe hacer por tongadas sucesivas, la primera manualmente de unos 30 centímetros de espesor, evitando colocar piedras o gravas. Las restantes tongadas podrán contener materiales más gruesos, aunque se recomienda que éstos no sean superiores a los 20 centímetros.

#### 2.2.8.3 -. Reposición y rehabilitación de tuberías

Los métodos tradicionales de reposición de tubería consisten en excavar toda la longitud de la tubería que se desea reponer y después, cerrar la zanja y reparar el pavimento. Sin embargo, es un método muy costoso. Por ello, con el fin de minimizar los costes en reposición, actualmente se encuentran lo que se conocen los métodos de reposición sin zanja. Estos métodos se diferencian de los tradicionales en que con una mínima excavación se consigue reponer la tubería.

Uno de los principales métodos de reposición sin zanja es el “Pipe bursting”. Este método consiste en una máquina donde se guía un martillo cilíndrico a través de la conducción existente. Debido a su tamaño, fractura la tubería existente y ensancha un poco el hueco para introducir simultáneamente un nuevo tubo. Es muy útil para reponer tuberías frágiles como las de fundición, fibrocemento u hormigón. Esta técnica tiene una gran ventaja, pues puede ser utilizada para aumentar el diámetro de la tubería ya existente.

Otro método para reparar tuberías de bajo coste es la rehabilitación de tuberías. Para la rehabilitación de tuberías es necesario un mínimo de 2 excavaciones y la extracción de una pequeña longitud de la tubería existente para el acceso al interior del tubo. El revestimiento se inserta por uno de los extremos de la conducción y sale por el otro. Existen 3 métodos principales para la rehabilitación de tuberías: el Slip-Lining, el Swagelining, Rolldown y el de los Tubos doblados.

El primer método de rehabilitación es el Slip-Lining. Se trata del método de rehabilitación más sencillo. Consiste en insertar una tubería que pueda deslizarse en el interior de la existente que se pretende rehabilitar. Esta técnica provoca una reducción de área de paso asociado al diámetro de la tubería insertada.

El segundo método, el cual es de los más utilizados, se trata del Swagelining. Consiste en revestir a la tubería existente con otra de Polietileno de diámetro ligeramente superior. La

tubería se introduce a través de una matriz de reducción, mediante un cabestrante, para reducir el diámetro y facilitar su inserción. Una vez retirada la carga de tracción la tubería de polietileno vuelve a su tamaño original produciendo un revestimiento sin holgura.

El tercer método de rehabilitación es el Rolldown. Este método es muy similar al anterior, ya que utiliza un revestimiento ajustado utilizando tubos de polietileno como ocurre con el método anterior. Sin embargo, la principal diferencia es en la máquina utilizada para revestir las conducciones. Presenta como ventaja frente al Swagelining que permite grandes longitudes de rehabilitación, aunque tiene el inconveniente de que reduce el diámetro de la pared por un aumento del espesor de la misma.

El último método de rehabilitación de tuberías es la de Tubos doblados. Este método consiste en introducir tubos de polietileno en perfil de U en la sección recta de una tubería de manera fácil para obtener un revestimiento y después se recupera su forma mediante calor y/o presión interna. La principal desventaja de este método es que los tubos que se insertan pueden deformarse como parte de un proceso de fabricación o bien con un equipo de deformación transportable.

### **3-. Caracterización de la Gestión del agua en España**

La AEAS es una asociación profesional sin ánimo de lucro para la promoción y el desarrollo de los aspectos científicos, técnicos, administrativos y legales de los servicios urbanos de abastecimiento de agua y saneamiento. Su origen se remonta al año 1971, cuando los miembros del Comité Español de la International Water Supply Association decidieron constituir una asociación nacional que, a imagen de la asociación internacional, se ocupara de todas las facetas del ciclo urbano del agua. Cuenta en la actualidad con 330 asociados y las entidades operadoras integradas en la asociación prestan servicio a más de 35 millones de habitantes en más de 1.700 municipios españoles.

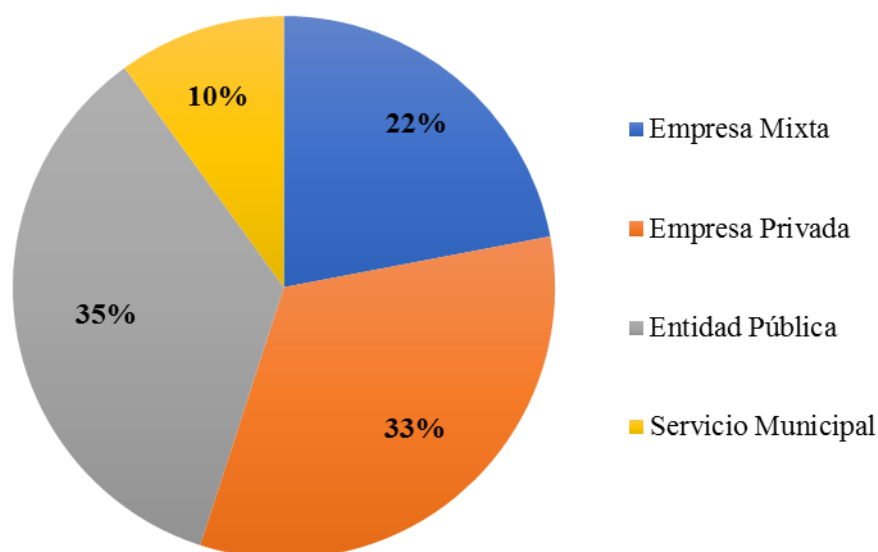
El informe de AEAS, que tiene como título “XV Estudio Nacional sobre el Suministro de Agua Potable y Saneamiento en España” recoge los datos a nivel nacional de todas las empresas adscritas a esta asociación durante el año 2016. Se trata del último informe publicado con los datos del sector.

Este estudio representa al 73% de la población española del 2016 (AEAS, 2018). Tan sólo los pequeños municipios quedan fuera del alcance del presente estudio y alguna gran ciudad, como por ejemplo Zaragoza. La representación es mayor al aumentar el tamaño del municipio, alcanzando el 98% de la representación en los municipios de más de 100.000 habitantes. Además, las comunidades con mayor representación, independiente del tamaño de municipio, son Andalucía, Asturias, Cataluña, Comunidad de Madrid, Comunidad Valenciana, Murcia, Navarra y País Vasco (AEAS, 2018).

#### **3.1-. Gestión de agua y tarifa en España**

El régimen de gestión de las empresas de abastecimiento de agua potable en España se puede observar en el Gráfico 1. La gestión del abastecimiento de agua en España puede ser mediante empresa mixta, empresa privada, entidad pública y servicio municipal como se ha visto anteriormente.

Gráfico 1: Régimen de gestión de las empresas en los servicios de abastecimiento en España



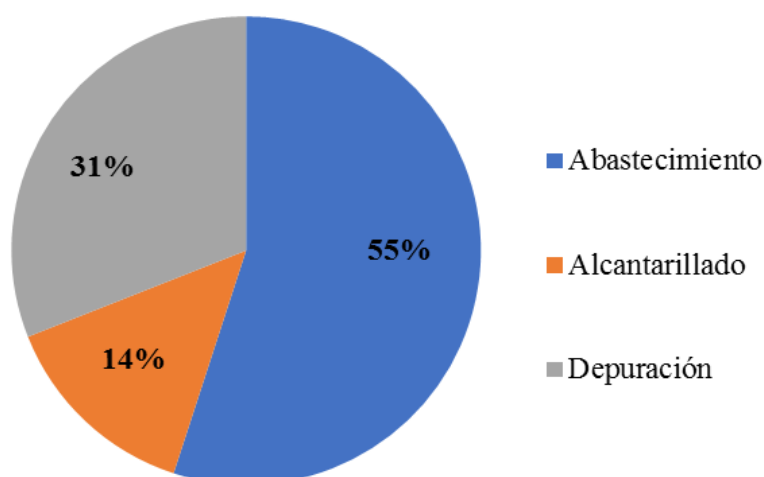
*Fuente: realización propia en base a la información disponible de XV Estudio Nacional sobre el Suministro de Agua Potable y Saneamiento en España*

Como se observa en el Gráfico 1, tan sólo 10% de los abastecimientos de agua son gestionados de manera directa por los servicios municipales. El 90% restante se gestiona de manera indirecta. De este grupo, el 35% se gestiona mediante una entidad pública frente al 33% de gestión de empresa privada. Por último, la gestión mixta (empresas con capital privado y público) supone el 22% de la gestión a nivel nacional. Sin embargo, en la Comunidad Valenciana el tipo de gestión predominante es la privada (54%) seguidamente de la gestión mediante empresas mixtas (41%) lo que supone el 95% de entidades gestoras en esta comunidad, dejando tan solo el 5% para la gestión directa (AEAS, 2018).

De las etapas del ciclo urbano del agua, es el abastecimiento el que genera el mayor volumen de negocio, ya que supone el 50% del total de los ingresos facturados, lo que supone una facturación de 3813 millones de euros. El resto de la facturación se reparte en depuración (28%), alcantarillado (13%) y Otros Servicios (8%), en los cuales se incluyen laboratorios, control de vertidos, etc. (AEAS, 2018). Esto da una idea de la importancia de los abastecimientos.

Los servicios del ciclo urbano son facturados a los usuarios como se ha visto en apartados anteriores. La facturación viene determinada por el precio del agua. En el Gráfico 2 se muestra la composición del precio por metro cúbico de agua en España.

Gráfico 2: Composición del precio del agua en España por metro cúbico

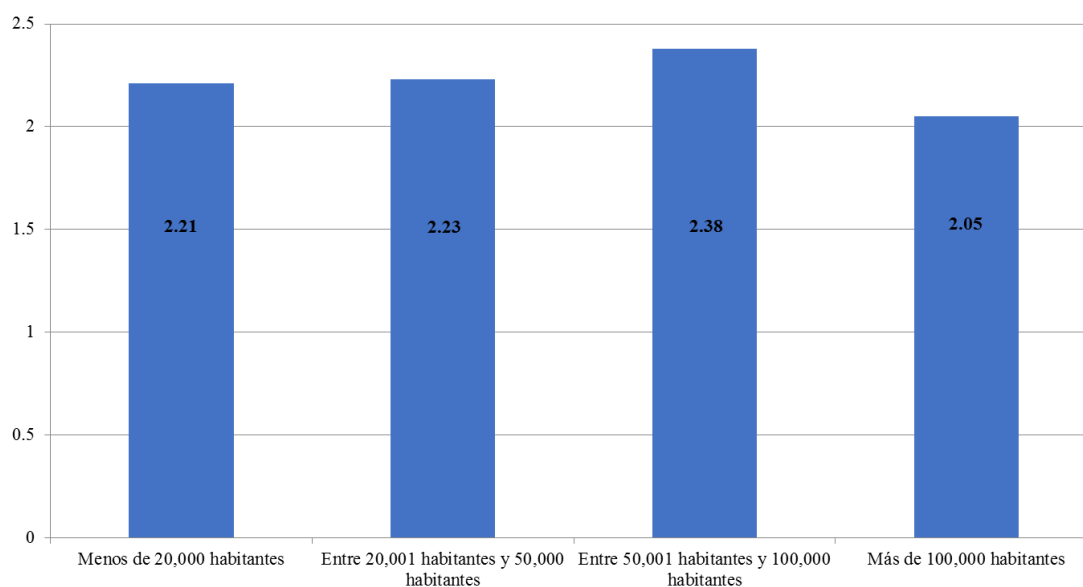


*Fuente: realización propia en base a la información disponible de XV Estudio Nacional sobre el Suministro de Agua Potable y Saneamiento en España*

En el Estudio de AEAS, el precio del agua viene definido de dividir el total de facturación por el volumen total facturado. Este valor que presentan en el estudio se trata de un precio ponderado del metro cúbico en España. El precio del metro cúbico de agua en España está en 2.24€. De este, como se observa en el Gráfico 2, el 55% (1.23 €/m<sup>3</sup>) es el precio medio asociado al agua facturada en abastecimientos frente al 31% (0.69 €/m<sup>3</sup>) de la depuración y el 14% del alcantarillado (0.32 €/m<sup>3</sup>).

Con el objetivo de buscar factores explicativos que puedan afectar al precio del agua el estudio de AEAS analiza posibles factores explicativos como el tamaño del municipio tal y como se observa en el Gráfico 3.

Gráfico 3: Precio medio del agua por tamaño de municipio (€/m<sup>3</sup>)



*Fuente: realización propia en base a la información disponible de XV Estudio Nacional sobre el Suministro de Agua Potable y Saneamiento en España*

Como se observa en el Gráfico 3, los precios medios más elevados se dan en las poblaciones entre 20 y 50 mil habitantes y 50 y 100 mil habitantes. Se observa que se cumplen las economías de escala, ya que el menor precio medio es en los municipios de mayor población. Destacar que, en los municipios más pequeños, de los cuales se tiene menor representación en el Estudio de AEAS, el precio medio se trata de un valor orientativo en base a la información disponible.

Los servicios de abastecimiento de agua conllevan unos costes los cuales deben ser recaudados vía tarifa cumpliendo la recuperación de costes según la Directiva Marco del Agua. En base a la información disponible, el Estudio de AEAS indica que el 79% de los municipios cubren los costes de explotación mediante tarifa. Éstos en el estudio, se definen como todos los costes asociados a la operación, mantenimiento y conservación de las infraestructuras (AEAS, 2018).

En base a los datos facilitados por los operadores de agua a dicho estudio el 27% de lo que se recauda mediante tarifa se destina a inversiones en nuevas infraestructuras o equipamientos o en renovación de la infraestructura actual. De este porcentaje, el 17% se dedica a nueva infraestructura o equipamiento frente al 10% restante en renovación de la infraestructura actual.



El principal obstáculo para la recuperación de costes en España es la resistencia política a un aumento de las tarifas de agua. Por lo general, la revisión de tarifas es anual. Sin embargo, los gobiernos locales, en su calidad de supervisores de los precios del agua, se han preocupado principalmente de no aumentar el precio a un ritmo más rápido que el índice de precios al consumidor (González-Gómez et al., 2012; 2014). Además de lo anteriormente comentado, hay que destacar que hay un sistema de subsidio implícito en el consumo de agua. Esto es debido a que la recuperación de costes en los servicios de abastecimiento de agua españoles no se cumple debido a diversos factores.

En primer lugar, los costes de inversión y operación y mantenimiento de la infraestructura de servicios de agua en alta por lo general son financiados por el presupuesto público, cobrando sólo una parte de los costes totales para el usuario final ya que, en su construcción, es común que diversas administraciones colaboren, como por ejemplo el Gobierno Provincial, Gobierno Regional, Gobierno Nacional, o la Unión Europea (García-Rubio et al., 2015).

En segundo lugar, la recuperación de costes es complicada según el tamaño de municipio. Las mayores desviaciones se producen por lo general en los municipios menos poblados donde los costes de inversión financiados por el gobierno no se recuperan, siendo en estos municipios donde las pérdidas de agua alcanzan niveles más altos.

En tercer lugar, el deterioro de la infraestructura financiada con subvenciones no se considera en la recuperación de costes, por lo que la dotación de la amortización de estos activos no se hace. Esto incluye tanto las estaciones de tratamiento de agua potable, residual, redes de abastecimiento y redes de saneamiento.

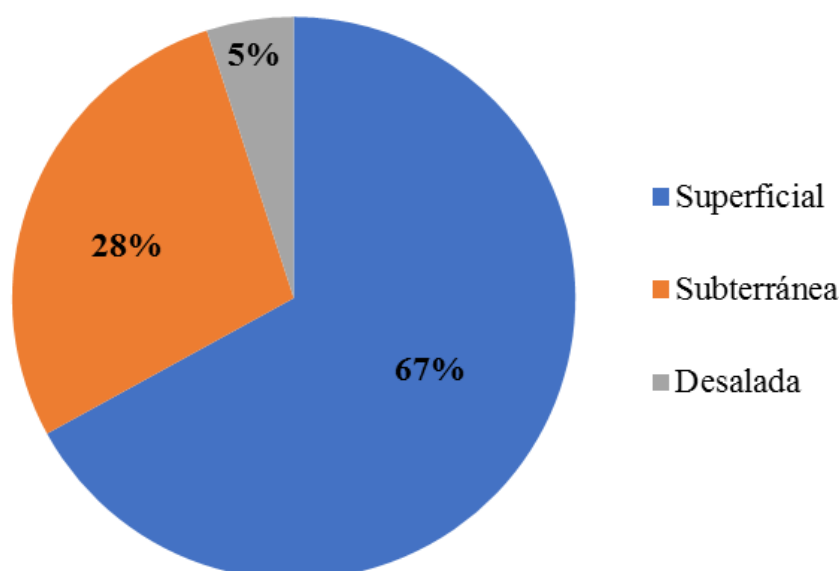
El bajo precio del agua en España indica que no se cumple la recuperación de costes. De acuerdo con las cifras del Ministerio de Medio Ambiente, las empresas solo recuperan entre el 75- 90% de los costes. La principal causa es el sistema de subsidio implícito en el consumo del agua ya que muchos de los costes de inversión se pagan mediante los impuestos de los contribuyentes en lugar del usuario. Para ello, habría que superar la tradición de los precios políticos del agua y los gobiernos locales tienen que supervisar que el precio no aumente más rápido que el Índice de Precio al Consumidor (Gistau, 2010; González-Gómez. et al, 2012).

### 3.2.- Caracterización de los abastecimientos de agua

Una vez analizados los datos sobre la gestión del agua, a continuación, se va a realizar un análisis de los abastecimientos en España, haciendo énfasis en los datos de la Comunidad Valenciana.

El volumen de agua captado para abastecer a las poblaciones es aproximadamente de 4,642 hm<sup>3</sup>. Este valor supone un volumen medio anual de 100 m<sup>3</sup> por habitante a nivel nacional. Esto supone un descenso del 10% frente a los datos del anterior Estudio de AEAS (AEAS, 2018). El origen de del agua captada para abastecimiento se puede observar en el Gráfico 4.

Gráfico 4: Origen del agua captada en metros cúbicos



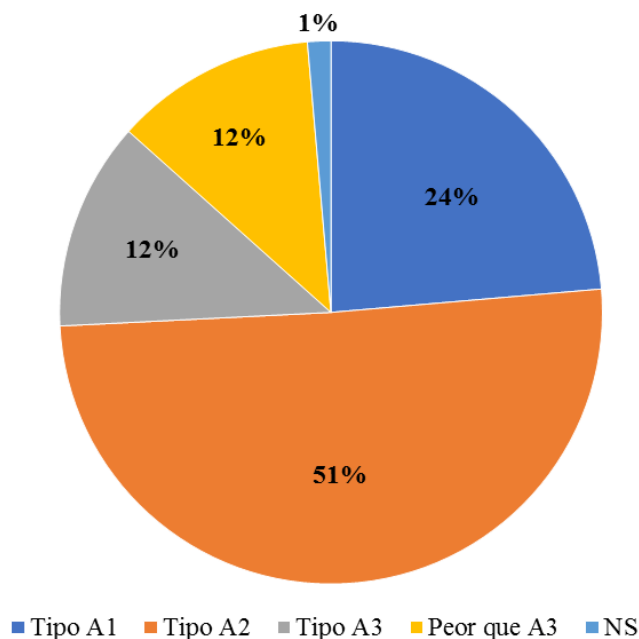
*Fuente: realización propia en base a la información disponible de XV Estudio Nacional sobre el Suministro de Agua Potable y Saneamiento en España*

La fuente de captación mayoritaria en España es el agua superficial ya que supone el 67% del agua captada, seguidamente del agua subterránea (28%) y del agua desalada (5%) tal y como se observa en el Gráfico 4. Sin embargo, en la Comunidad Valenciana el 87% del agua captada se trata de agua subterránea, frente al 9% de agua superficial y 5% de agua desalada (AEAS, 2018). Estos datos son muy diferentes a los obtenidos a nivel nacional.

La calidad de las aguas captadas para abastecimiento se trata de un parámetro de gran importancia que determina la calidad final del agua potable. Por ello, las aguas se categorizan según la orden ministerial de 11 de mayo que las clasifica según el tratamiento necesario para adecuarlas para el tratamiento. La categoría A1 sólo necesita

un tratamiento físico y una desinfección para ser apta para el consumo humano. El tipo A2 necesita un tratamiento físico, uno químico y una desinfección. Por último, el tipo A3 necesita un tratamiento físico-químico intensivo y una desinfección. En el Gráfico 5 se observa la calidad del agua superficial.

Gráfico 5: Calidad del agua superficial

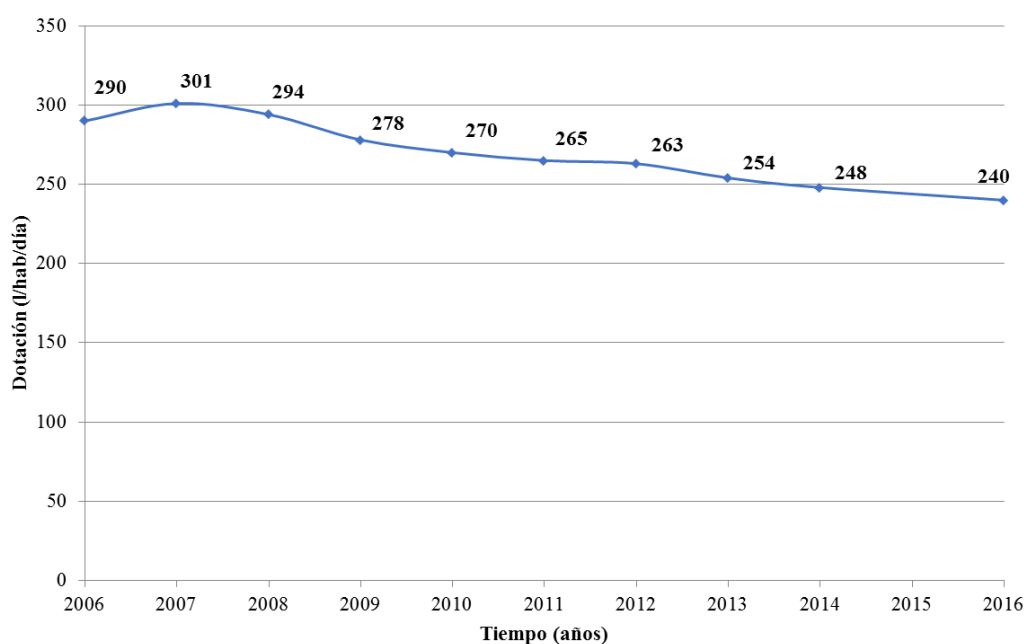


*Fuente: realización propia en base a la información disponible de XV Estudio Nacional sobre el Suministro de Agua Potable y Saneamiento en España*

Como se observa en el Gráfico 5, a nivel nacional el 75% de las aguas captadas tienen calidad buena ya que se engloban en categoría A1 o A2. Sin embargo, esto varía por comunidades autónomas. Aquellas que presentan mejor calidad de agua superficial son Asturias, Navarra, Canarias y Cataluña. En el otro extremo, las comunidades con peor calidad de aguas superficiales son la Comunidad Valenciana, Murcia, Andalucía y País Vasco (AEAS, 2018).

Una vez conocido el origen y calidad del agua, un dato importante para caracterizar el servicio de agua es la dotación de agua, la cual se define como la cantidad de agua por día que recibe el usuario para satisfacer sus necesidades. En el Gráfico 6 se observa la evolución de la dotación de agua en los últimos 10 años.

Gráfico 6: Evolución de la dotación de agua en España en los últimos 10 años.



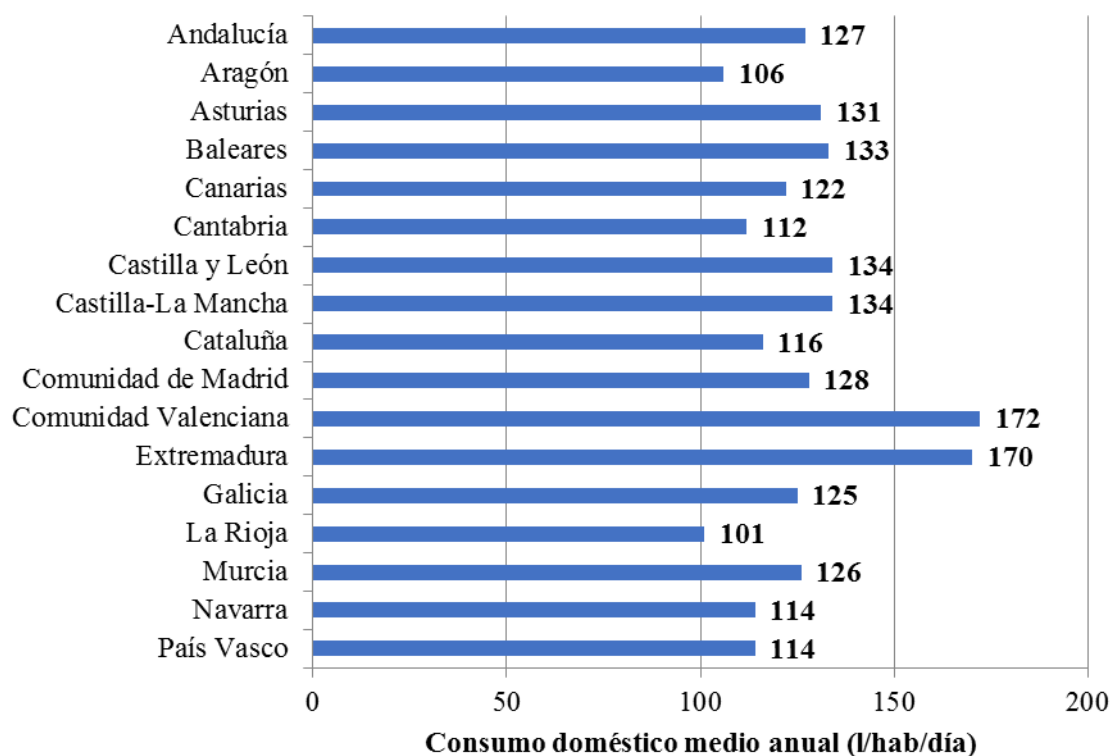
*Fuente: realización propia en base a la información disponible de XV Estudio Nacional sobre el Suministro de Agua Potable y Saneamiento en España*

En España, la dotación media en el año 2016 es de 240 litros por habitante y por día. Como se observa en el Gráfico 6 en los últimos 10 años la dotación de agua ha disminuido a nivel nacional un 17%. Esto puede ser debido principalmente a tres actuaciones. En primer lugar, la mejora en la detección y reparación de fugas de los gestores de redes de distribución. En segundo lugar, la implementación de tecnologías para mejorar la eficiencia, como, por ejemplo, inteligencia artificial para previsión del caudal o modelos para predecir caudal y/o presión diarios. En tercer lugar, la concienciación ciudadana en un uso del agua más sostenible.

El 53% de las comunidades autónomas presentan una dotación superior a la media nacional, entre ellas la Comunidad Valencia que presenta una dotación un 26% superior a la media nacional. Además, no se observa que la dotación esté relacionada con la disponibilidad o calidad del agua ya que en comunidades como Murcia o Comunidad Valenciana que según el estudio tienen calidades de agua peores que el resto y con una situación de estrés hídrico superior a las comunidades del norte de España tiene una dotación superior a la media.

Debido a que existía gran variación territorial con la dotación de agua, es necesario saber si dicha variación también se da con el consumo doméstico a nivel territorial y si existe alguna posible relación. En el Gráfico 7 se observa el consumo doméstico medio anual.

Gráfico 7: Consumo doméstico medio anual por comunidad autónoma en litro por habitante y día.



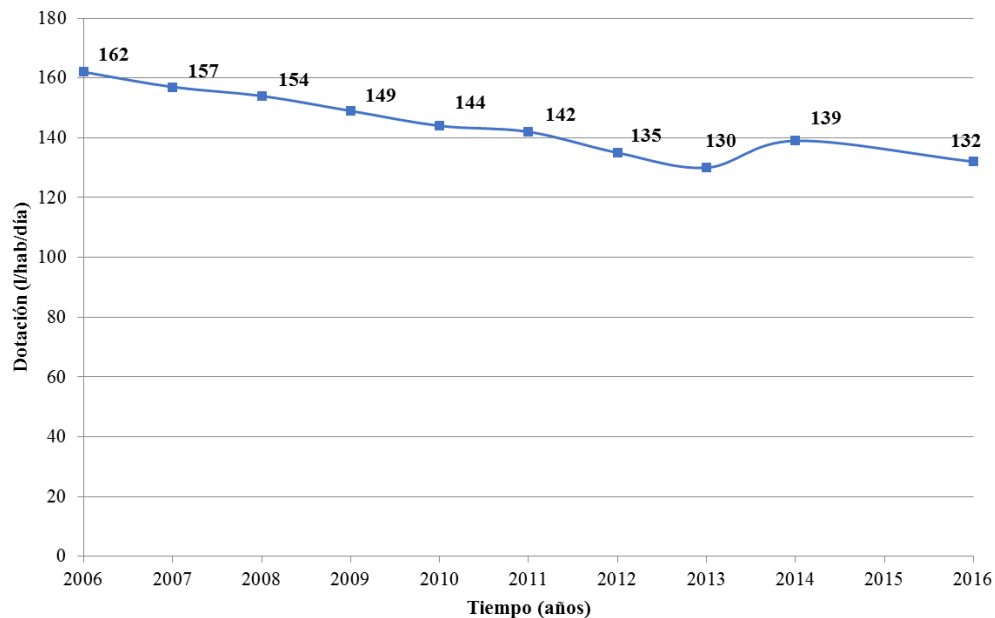
*Fuente: realización propia en base a la información disponible de XV Estudio Nacional sobre el Suministro de Agua Potable y Saneamiento en España*

Como ocurría con la dotación, el consumo doméstico presenta gran disparidad como se observa en el Gráfico 7. En este caso, el 71% de las comunidades autónomas están por encima del consumo doméstico medio nacional. En el caso de la Comunidad Valenciana, el consumo doméstico anual es un 30% superior al valor medio nacional. Además, no se observa ninguna relación entre la dotación y el consumo doméstico por comunidades autónomas.

El uso de agua mayoritario de las redes de distribución es el consumo doméstico el cual se define como el consumo que registran los contadores que están instalados en casa de los usuarios. El uso doméstico supone el 73% del uso del agua registrada en las redes en España. El resto de usos tiene un porcentaje prácticamente similar, ya que el 13% es uso industrial y el 14% restante se utiliza en uso comercial, municipal, etc.

De manera general, el uso doméstico medio en España es de 132 litros por habitante y día (AEAS, 2018). Dada la importancia del consumo doméstico, se va a analizar cómo ha evolucionado en los últimos 10 años como se observa en el Gráfico 8.

Gráfico 8: Evolución del uso doméstico en litros por habitante y día



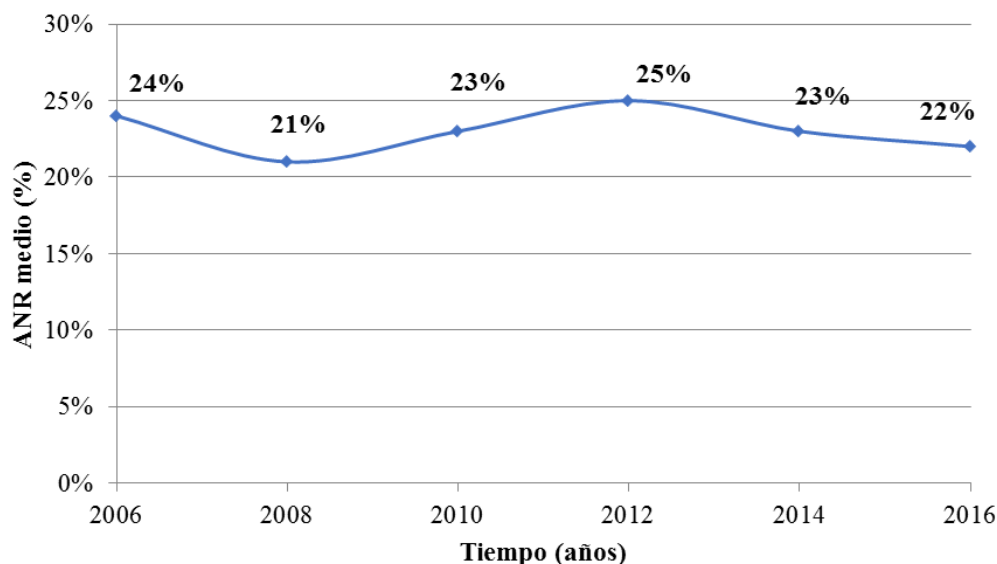
*Fuente: realización propia en base a la información disponible de XV Estudio Nacional sobre el Suministro de Agua Potable y Saneamiento en España*

Como se puede observar en el Gráfico 8, hay una clara tendencia decreciente en la evolución del consumo doméstico, con un ligero repunte hacia los últimos años. Existen dos posibles explicaciones. La primera se debe a que los usuarios disminuyeron su consumo debido a la crisis económica y posteriormente cuando mejoran las condiciones económicas vuelven a hacer un mayor uso. La siguiente posible explicación es que, debido a la antigüedad de la red de distribución, el número de fugas haya aumentado en los últimos años y se traduzca en un aumento de la dotación para que los usuarios consigan tener la dotación de agua necesaria.

Un parámetro que el estudio recoge del nivel de fugas (entre otras variables) es el agua no registrada (ANR), la cual se define como la diferencia entre el agua suministrada a las redes y el agua registrada en los contadores de los usuarios. Esta diferencia engloba las fugas (pérdidas reales) además de fraudes, fallos en las lecturas, etc. (pérdidas aparentes). Es importante que el ANR no indica la eficiencia de la red debido a la heterogeneidad de

conceptos que engloba. En el Gráfico 9 se observa la evolución del ANR en los últimos 10 años.

Gráfico 9: Evolución del ANR medio anual en los últimos 10 años en porcentaje



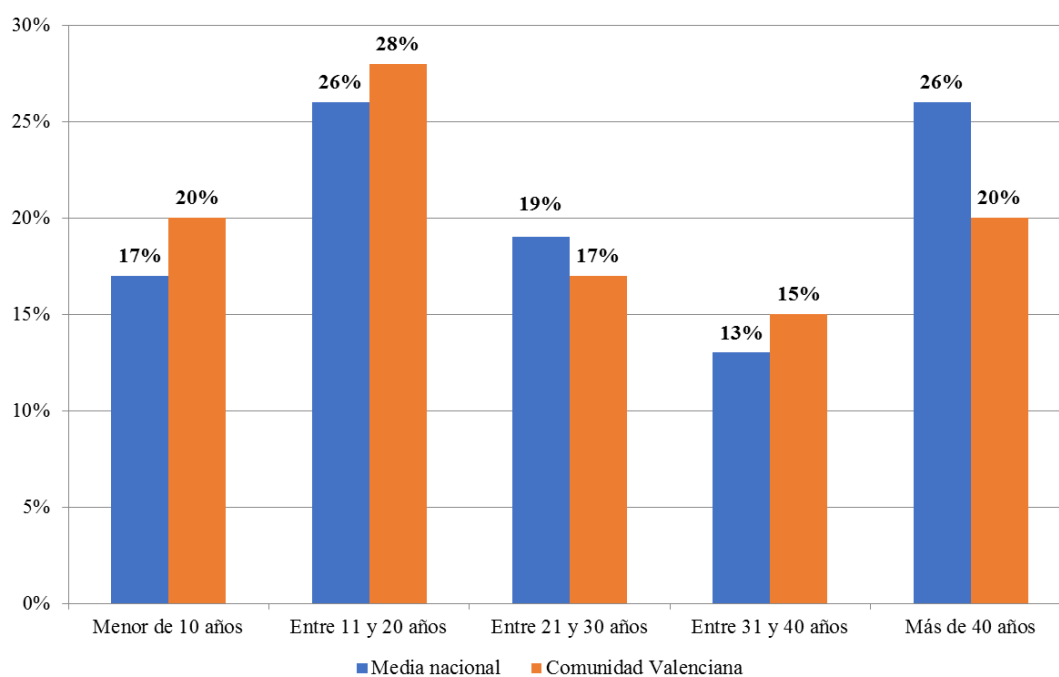
*Fuente: realización propia en base a la información disponible de XV Estudio Nacional sobre el Suministro de Agua Potable y Saneamiento en España*

El valor medio anual de ANR en España es del 22%. De este 22%, las fugas son la pérdida más grande de agua (55%) seguida de fallos en las lecturas (25%). El 25% restante se reparte en consumos no autorizados o consumos no registrados. Como se observa en el Gráfico 9 el ANR ha variado ligeramente, aunque la tendencia es a reducir este parámetro.

Con el objetivo de garantizar el agua en cantidad, es necesario mantener una presión de red como se ha descrito en apartados anteriores. El estudio de AEAS recoge que la presión media a nivel de red de distribución a nivel nacional es de 41 m.c.a. Sin embargo, en la Comunidad Valenciana este valor es ligeramente inferior a la media anual, siendo de 30 m.c.a.

Por último, para conocer el estado de los elementos que conforman la red de distribución el estudio de AEAS recoge información sobre la antigüedad de la red. En el Gráfico 10 se observa el porcentaje de antigüedad de la red a nivel nacional y para la Comunidad Valenciana.

Gráfico 10: Antigüedad de la red a nivel nacional y en la Comunidad Valenciana



*Fuente: realización propia en base a la información disponible de XV Estudio Nacional sobre el Suministro de Agua Potable y Saneamiento en España*

Se trata de una variable importante que afecta al número de fugas, determina los materiales que la conforman, influye en los costes de operación y mantenimiento, además de tener influencia en la presión suministrada. Como se observa en el Gráfico 10, la edad de las redes en la Comunidad Valenciana es menor que la media nacional.



## **SEGUNDA PARTE: TRABAJO EMPÍRICO**



## **1-. Objetivo de la tesis**

La presente tesis se enmarca dentro de los ODS y el DHA destacando que el agua es un derecho humano, un bien social y el abastecimiento de agua se trata de un servicio público. Como ya se ha comentado, el garantizar el DHA y el ODS6 está relacionado y es de gran importancia desarrollar métodos que permitan garantizar la sostenibilidad de los abastecimientos de agua. Por tanto, este trabajo busca ayudar a mejorar la gestión sostenible en los abastecimientos de agua desde un punto de vista técnico, económico y ambiental.

Para lograr este ambicioso objetivo, se plantean mejoras en la gestión de las principales fases del abastecimiento del agua: la potabilización y la distribución. En ambos apartados se presentan casos prácticos donde se ponen en práctica nuevas técnicas que mejoran la gestión de manera que se puedan cumplir las metas 6.1, 6.4 y 6.5. Además, de manera coordinada se garantiza el DHA mejorando la calidad del agua, la gestión y sostenibilidad de la red distribución y la aceptabilidad del abastecimiento en general. Además, el contenido de la tesis busca dar respuesta a diferentes retos que tiene planteados la gestión del agua tales como: garantizar el acceso al servicio, gestionar de forma eficiente las infraestructuras y avanzar en la transformación digital de las infraestructuras y procesos.

El primer objetivo es garantizar la disponibilidad de agua en cantidad y calidad suficiente para satisfacer las necesidades de los usuarios. En este caso, la tesis se centra en mejorar la gestión del servicio. Por ello, se plantea cómo mejorar la calidad del agua minimizando los riesgos para la salud pública con el mínimo coste de manera que se garantice que el agua sea de calidad y con el menor riesgo para la salud pública, socialmente aceptada por los usuarios, con el menor impacto en la tarifa de manera que se garantice la accesibilidad a todos independientemente del nivel de renta.

El segundo objetivo de la tesis, es la gestión de infraestructuras. Esto pasa por una gestión eficiente de los recursos y, por tanto, de una toma de decisiones objetiva que garantice la sostenibilidad del servicio. Es ahí donde las herramientas de soporte a la decisión cobran gran importancia como metodologías que facilitan la toma de decisiones en base a criterios objetivos y permiten la priorización. Por ello, se plantea un método para mejorar la gestión de redes sectorizadas que permita una gestión más sostenible desde un punto de vista técnico, económico y social.

Por último, el tercer objetivo es incluir a los usuarios en la toma de decisiones en la gestión de los abastecimientos. No hay que olvidar que el servicio de abastecimiento se trata de un servicio público, por lo que debe ser socialmente aceptado y buscar una gestión eficiente. Para ello, se plantea un método objetivo, sencillo y económico que permita conocer o estimar la percepción que tienen los usuarios del servicio de agua.

Los métodos planteados suponen un nuevo método de gestión aplicado a redes que ayuda a mejorar la eficiencia y fomenta la transformación digital. Esto es debido a que para poder aplicar los métodos que mejoran la gestión y la calidad del servicio es necesario tener indicadores fácilmente medibles y que aporten información del servicio de agua para poder ser aplicado. Por ello, también se responde al reto de avanzar en la transformación digital de las infraestructuras y procesos.

Este trabajo, además de responder al ODS6 y a los retos de la gestión del agua explicados, también tiene relación con la consecución de otros ODS. Esto es debido a que, como se ha comentado anteriormente, cuando se realizan acciones para implementar un ODS éstas tienen efectos en otros ya que la consecución de ellos está interrelacionada. Aunque posteriormente se detallará en cada capítulo a qué ODS se hace referencia, de manera general los ODS con mayor relación con el contenido de la tesis (aparte del ODS6) son el ODS3 “salud y bienestar”, el ODS11 “ciudades y comunidades sostenibles” y el ODS12 “producción y consumo responsable”.

Mejorar la calidad del agua mediante un mejor tratamiento y una distribución más eficiente, con una mejor renovación de la red y mayor control de fugas es una mejora del servicio que supone una disminución del riesgo para la salud pública. Tal y como se describe con posterioridad, existe una relación entre los riesgos para la salud pública, la calidad del tratamiento de potabilización y la eficiencia de la distribución. Por ello, esta tesis propone mejoras en el tratamiento y una gestión más eficiente y sostenible de la red, lo que repercute de manera directa al ODS3 “salud y bienestar”.

Se contribuye al Objetivo 11 “Ciudades y Comunidades Sostenibles” ya que se busca mejorar la sostenibilidad en la distribución y un uso más responsable de los recursos utilizados mediante la reducción de fugas, una mejora de la calidad del agua y una mejor gestión de los activos. Por ello, cuando se propone mejoras en la gestión de la red, no sólo se garantiza el ODS6, sino que se favorece la sostenibilidad de las ciudades.

Relacionado con el ODS anterior, es importante que los abastecimientos de agua sean de calidad, eficientes y sostenibles, pero que además sean socialmente aceptados. Como muchos estudios demuestran, hay una relación entre calidad del agua, eficiencia y sostenibilidad del servicio y la aceptabilidad del agua del grifo (Etale et al., 2018; Delpla et al., 2020; Geerts et al., 2020). Y esto se traduce en un mayor consumo de agua de grifo para beber, lo que tiene efectos en el consumo responsable al reducir el consumo de agua embotellada (que tiene grandes impactos ambientales asociados al plástico y a las emisiones en su distribución). De esta manera, se favorece al ODS12 al producir un consumo responsable y, de manera indirecta, a los ODS13 y ODS14 al reducir las emisiones de CO<sub>2</sub> y el plástico asociado al consumo de agua embotellada.

Aparte del DHA y los ODS, los abastecimientos tienen una normativa específica que deben cumplir. La regulación garantiza que los suministros de agua sean aptos para el consumo humano, que se asegure que el agua no supone riesgos para la salud fijando unos estándares de calidad y protocolos de análisis y control. Estas normativas, se centran exclusivamente en la salud de los usuarios desde una perspectiva estrictamente sanitaria.

La Unión Europea presenta normativas específicas para la gestión de recursos hídricos. En la Directiva 2000/60/CE, conocida como la Directiva Marco del Agua, se hace referencia a la importancia de garantizar las masas de agua con calidad suficiente para ser utilizadas como abastecimiento ante los problemas de disponibilidad y estacionalidad del agua; así como de la sostenibilidad de los servicios de distribución gracias a la recuperación de costes de todos los servicios relacionados con la gestión de las aguas.

Por último, los abastecimientos están regulados por la Directiva 98/83/CEE y el Real Decreto 140/2003. La Directiva Europea que regula las aguas destinadas para el consumo humano es la Directiva 98/83/CE y su transcripción a la legislación española en el Real Decreto 140/2003 hacen referencia a las condiciones para considerar un agua apta para el consumo humano, los tratamientos y los controles sanitarios que deben cumplir. Es importante que se garantice el mejor servicio posible, es decir, que el agua sea apta para el consumo humano con el mínimo riesgo para la salud pública y se garantice que los usuarios pueden disponer de agua en cantidad y calidad suficiente para cubrir sus necesidades.

Sin embargo, la nueva Directiva 2020/2184 (la cual entra en vigor lo más tardar el 12 de enero de 2023) ha supuesto un cambio en la gestión de los abastecimientos de agua. Aparte de incorporar los criterios de calidad del agua y su control como las anteriores,

presenta (como veremos posteriormente) incorporar otros objetivos en la línea del DHA y los ODS, como son: acceso universal al agua, una mejora en la información a los usuarios, mejorar la confianza del usuario en el servicio de agua y un nuevo método de gestión de los abastecimientos (los PSA).

Esta nueva normativa que aún no está en vigor está alineada con los ODS y el DHA. Esto supone que este trabajo supone un avance para facilitar a las empresas gestoras y a los responsables públicos de los servicios de agua a adecuarse a esta nueva normativa que da un paso más que sus predecesoras. Por ello, esta tesis cobra más importancia ya que esta Directiva es de obligado cumplimiento y, por tanto, el cambio en la gestión hacia un modelo más sostenible, eficiente y acorde con los ODS y DHA es una realidad.

En conclusión, esta tesis se enmarca dentro de los ODS, el DHA y la nueva Directiva 2020/2184 que supone un nuevo reto y la transformación hacia un nuevo modelo de gestión más sostenible y eficiente desde un punto de vista técnico, económico, social y ambiental. Los modelos que se proponen en esta tesis buscan responder a los nuevos retos de la gestión del agua dentro de este nuevo marco al que se enfrentan los responsables públicos y las empresas gestoras de agua.

## **2-. Metodología y resultados**

### **2.1-. Organización y publicaciones del compendio**

A continuación, se van a presentar 4 artículos relacionados con la gestión de los abastecimientos donde se aplicarán diversas metodologías para cumplir los objetivos anteriormente presentados.

En primer lugar, se va a explicar el origen del abastecimiento de agua de la ciudad de Valencia desde 1850 a 1904. Es en esta época donde surge en Europa un movimiento (el higienismo) que dará como fruto una mayor calidad de vida y está relacionado con la ordenación urbana actual. Conocer el origen de los abastecimientos, su comparativa entre diferentes ciudades ayuda a comprender la gestión actual de los mismos ya que el pasado es importante y condiciona la gestión actual de los abastecimientos de agua. Además, como los casos de estudio posteriores para la mejora de la gestión de los abastecimientos de agua es en la ciudad de Valencia, facilita la comprensión de los trabajos posteriores.

En segundo lugar, se presenta un estudio donde se plantea mejorar la calidad del agua en las ETAPs que abastecen a la ciudad de Valencia mediante una técnica de separación por membranas. Estas técnicas minimizan los riesgos para la salud pública y reducen el contenido en sales minerales (las cuales son las causantes de que el agua presente sabor y no sea aceptada por todos los usuarios de manera universal). Para conseguir este objetivo, mediante unas funciones de coste se estima la inversión necesaria para conseguirlo y se busca como obtener la recuperación de costes (tal y como recomienda la Directiva Marco del Agua en su artículo 9) con el mínimo impacto en la tarifa, es decir, en el usuario de manera que se garantice el acceso al agua de calidad sin importar el nivel de renta.

En tercer lugar, el siguiente estudio se centra en la distribución de agua planteando un método para la gestión eficiente de redes sectorizadas de agua mediante un modelo DEA. De esta manera, se pretende plantear la detección de los sectores donde se requieren acciones para garantizar un buen servicio y en qué variable o variables es necesario actuar para obtener la máxima mejora en la eficiencia del servicio. Las variables seleccionadas son aquellas que presentan una gestión eficiente desde un punto de vista técnico, económico y en menor medida ambiental. Combinando estas variables se pretende mejorar la gestión de la red de distribución de manera que se garantice un servicio eficiente y de calidad.

En cuarto lugar, el último estudio presenta un índice compuesto. Se trata de un método comúnmente utilizado en otras áreas para conocer la percepción de los usuarios. Sin embargo, en el ámbito de la gestión de abastecimientos no ha sido todavía utilizado. Por tanto, se plantea su uso en los municipios del área metropolitana de Valencia con el objetivo de estimar la percepción que el usuario tiene del servicio de abastecimiento de agua de manera objetiva, sencilla y económica. En este caso, las variables seleccionadas son aquellas que los usuarios perciben como indicadores de un buen servicio. De esta manera se quiere incluir su opinión en la gestión eficiente de los abastecimientos de forma que mejore el servicio del agua y sea socialmente aceptado por los usuarios.



## **2.2-. Estudio 1**

Palomero-González, J. A., & Alvariño-Serra, P. (2016). La importancia del Higienismo y la Potabilización del agua en la ciudad de Valencia (1860 - 1910). *Investigaciones geográficas*, 65(0213-4691), 45-55. (Manuscrito aceptado y publicado).

Índice de impacto: 0.200 (C2) Dialnet Métricas

	<b>ITEM</b>	<b>José Antonio Palomero González</b>	<b>Patricia Alvariño Serra</b>	<b>Javier Macián</b>
1	<b>Conceptualization</b> – Ideas; formulation or evolution of overarching research goals and aims.	50%	50%	0%
2	<b>Data curation</b> – Management activities to annotate (produce metadata), scrub data and maintain research data (including software code, where it is necessary for interpreting the data itself) for initial use and later re-use.	50%	30%	20%
3	<b>Formal analysis</b> – Application of statistical, mathematical, computational, or other formal techniques to analyze or synthesize study data.	50%	50%	0%
4	<b>Funding acquisition</b> - Acquisition of the financial support for the project leading to this publication.	0%	0%	0%
5	<b>Investigation</b> – Conducting a research and investigation process, specifically performing the experiments, or data/evidence collection.	60%	40%	0%
6	<b>Methodology</b> – Development or design of methodology; creation of models.	0%	0%	0%
7	<b>Project administration</b> – Management and coordination responsibility for the research activity planning and execution.	100%	0%	0%
8	<b>Resources</b> – Provision of study materials, reagents, materials, patients, laboratory samples, animals, instrumentation, computing resources, or other analysis tools.	50%	50%	0%
9	<b>Software</b> – Programming, software development; designing computer programs; implementation of the computer code and supporting algorithms; testing of existing code components.	0%	0%	0%
10	<b>Supervision</b> – Oversight and leadership responsibility for the research activity planning and execution, including mentorship external to the core team.	70%	30%	0%
11	<b>Validation</b> – Verification, whether as a part of the activity or separate, of the overall replication/reproducibility of results/experiments and other research outputs.	70%	30%	0%
12	<b>Visualization</b> – Preparation, creation and/or presentation of the published work, specifically visualization/data presentation.	100%	0%	0%
13	<b>Writing – original draft</b> – Preparation, creation and/or presentation of the published work, specifically writing the initial draft (including substantive translation).	50%	50%	0%
14	<b>Writing – review &amp; editing</b> – Preparation, creation and/or presentation of the published work by those from the original research group, specifically critical review, commentary or revision – including pre- or post-publication stages.	80%	20%	0%

## LA IMPORTANCIA DEL HIGIENISMO Y LA POTABILIZACIÓN DEL AGUA EN LA CIUDAD DE VALENCIA (1860-1910)

José Antonio Palomero González

Grupo de Economía del Agua. Universidad de Valencia<sup>1</sup>

[joseantonio\\_palomero@hotmail.com](mailto:joseantonio_palomero@hotmail.com)

Patricia Alvarino Serra

[patricia.alvarino@hotmail.com](mailto:patricia.alvarino@hotmail.com)

### RESUMEN

El siglo XIX se caracteriza por numerosos cambios tanto a nivel social como estructural de la población: se produce un acelerado desarrollo urbano sin planificación y carente de servicios que da lugar a una mala calidad de vida y numerosas epidemias. Estos cambios tienen como resultado un nuevo movimiento, el Higienismo, que pretende mejorar las condiciones de vida de la población. En España, todas las reformas higiénicas se desarrollaron mediante los planes de Ensanche. Uno de los puntos clave de este pensamiento es el abastecimiento de agua potable como medio para evitar enfermedades. La ciudad de Valencia es un claro ejemplo de la importancia de este movimiento y cómo el abastecimiento de agua es un elemento clave en la mejora de la calidad de vida de las personas.<sup>2</sup>

**Palabras clave:** Higienismo; Potabilización; Valencia; Ensanche.

### ABSTRACT

#### The importance of Hygienics and Clean Water Treatment in Valencia (1860-1910)

The nineteenth century is characterized by social and structural changes to the population: quick, unplanned urban development took place together with a lack of services that resulted in poor quality of life and numerous epidemics. These changes gave rise to a new movement, Hygienics, which aimed to improve the living conditions of the population. In Spain, all hygienic reforms were developed through Ensanche (urban expansion) Plans. One of the key points of this movement is a supply of clean water as a means to prevent diseases. Valencia is an example of the importance of this movement and how water supply is a key element in improving the quality of life.<sup>2</sup>

**Key words:** Hygienics; Water Purification; Valencia; Ensanche.

## 1. INTRODUCCIÓN

### 1.1. Contexto histórico

El siglo XIX destaca por sus numerosos cambios sociales y demográficos, cambios que se sucedieron en Europa y otros países desarrollados que permitieron pasar de un régimen demográfico antiguo al régimen demográfico moderno, el cual se caracteriza en elevadas tasas de natalidad y por un acusado descenso en la mortalidad. Este cambio de régimen tuvo como resultado un intenso proceso de crecimiento vegetativo de la población. España también es escenario de todos estos cambios: demográficos, sociales e

<sup>1</sup> Avda. Tarongers S/N, 46022 Valencia, España.

<sup>2</sup> Para la realización de este artículo se ha realizado una revisión bibliográfica en: la Biblioteca Valenciana - Nicolau Primitiu de Valencia; Biblioteca Nacional (Hemeroteca Digital Hispana); en el Archivo Municipal de Valencia; y en diferentes artículos científicos.

industriales que suponen una ruptura con las formas de vida tradicionales y desarrollan un nuevo estilo de vida, aunque con cierto retraso en comparación al resto de Europa (Hijano Pérez, 2013).

Económicamente, España se encuentra más atrasada que el resto de Europa occidental debido a diferentes factores. En primer lugar, destaca la pérdida de las colonias de ultramar, que sume al país en una enorme deuda que lo hundirá económicamente. A este factor se deben sumar también las constantes guerras y una profunda crisis agraria durante la segunda mitad del siglo, que frenarán la recuperación económica del país. Una dificultad añadida al desarrollo económico se encuentra en la complicada orografía, que dificulta los transportes y comunicaciones entre ciudades. Además el factor social es un impedimento que dificulta el desarrollo económico: la sociedad está sumida en una estructura social rígida y desigual, que se magnifica en las ciudades creando barrios estructurados según niveles de renta (Hijano Pérez, 2013).

A principios del S.XIX, la población española se caracteriza por unas elevadas tasas de mortalidad, destacando unas elevadas tasas de mortalidad infantil, así como unas elevadas tasas de natalidad. La esperanza de vida es muy baja, situándose entre los 26,0 y 29,7 años (Dopico, F y Rowland, R. 1990). A raíz de la primera industrialización, que se desarrolló a partir de 1830, la forma de vida tradicional en el campo se desestructuró. Los agricultores y gente del campo comienzan un proceso progresivo y constante de migración hacia las ciudades (migraciones interiores o éxodo rural), que se magnifica durante la crisis agraria de la segunda mitad del S.XIX. Estas migraciones internas son un agravante al proceso de litoralización de la población y despoblamiento interior, proceso que se inicia en la Edad Media y se consolida durante este siglo (Hijano Pérez, 2013).

El éxodo rural y el rápido crecimiento de las ciudades se mantienen constantes durante todo el siglo. Durante el periodo de 1830-1914, Europa alcanzó sus tasas máximas de desarrollo urbanístico (Bairoch, P. y Goert, G. 1986) de tal modo que el porcentaje de población viviendo en ciudades (de más de 5.000 habitantes) se duplicó durante el S.XIX tal y como se observa en la Tabla 1. La constante llegada de migrantes tiene como consecuencia que no haya planificación alguna en el crecimiento de la ciudad. En las ciudades se magnifica la profunda jerarquía social existente, coexistiendo barrios de clase burguesa y suburbios de clase obrera.

Tabla 1. Porcentaje de población viviendo en ciudades de 5.000 o más habitantes en España

Año	1800*	1830	1850	1880	1900	1910
Porcentaje (%)	17	17,5	18	26	34	38

Fuente: Adaptado de Bairoch, P. y Goert, G. 1986. \*Datos aproximados.

## 1.2. Higienismo, potabilización y abastecimiento de agua

A mediados del S.XIX surge un movimiento técnico, cultural y jurídico enfocado en mejorar la calidad de vida de las ciudades: el Higienismo, en el cual los médicos y políticos de la época se unen contra la mala calidad de vida de las ciudades con el fin de luchar contra la propagación de las enfermedades y frenar el caldo de cultivo para la revolución social.

Los objetivos del movimiento Higienista son mejorar las condiciones de vida de los trabajadores y combatir las epidemias que asolaban las ciudades mediante el paradigma Higienista (equilibrio entre la ética y la pragmática) como forma de gobierno y como actuación destinada a prevenir y a remediar los males que afectaban al conjunto de la sociedad española (Alcaide González, 1999). Para ello, se centran en los siguientes aspectos: instalación de alcantarillado, tratamiento y abastecimiento de agua potable, instalación de alumbrado público, ordenación de las ciudades en calles bajo planes de ordenación (Ensanches) y la construcción de grandes vías para la aireación de la ciudad.

Los primeros casos documentados sobre el Higienismo se encuentran en 1848 con la publicación de la "Public Health Act" en Inglaterra por Edwin Chadwick, donde no sólo proponía una manera de combatir la alta mortalidad y las enfermedades epidémicas que estaban llevando a las ciudades industriales, sino un medio de neutralizar la radicalización obrera y la creciente agitación social (Ramos Gorostiza, 2014). Dos años más tarde, en Francia se promulgó la primera Ley Higienista. En esta época surgen los primeros estudios empíricos para ver la correlación entre las condiciones higiénicas en los servicios ur-

banos y el grado de morbilidad de las enfermedades infecciosas en 1854 durante una epidemia de cólera por el doctor John Snow en Londres.

El movimiento Higienista español participó directamente, desde sus inicios, de los avances científicos en materia de higiene que se produjeron en Europa. Una de las causas que favorecieron dichos contactos fue la vuelta de los liberales exiliados a la vuelta al trono de Fernando VII en 1824, sin desmerecer las personalidades médicas que, desde el absolutismo, también contribuyeron a la consolidación de la doctrina higiénica (Alcaide González, 1999). Los Higienistas españoles se mostraron deudores del movimiento de Chadwick, convencidos de la influencia del ambiente en la salud y la moral y de la consiguiente necesidad de llevar a cabo actuaciones concretas que mejorasen la salubridad, priorizando el abastecimiento de agua abundante, la creación de redes de alcantarillado o la recogida de basuras (Ramos Gorostiza, 2014).

Las primeras aportaciones españolas sobre el Higienismo son: la monografía estadística de la clase obrera de Barcelona (2º tomo de la Teoría General de la Urbanización) y el libro de Monlau *Elementos de higiene pública, o el arte de conservar la salud de los pueblos* de 1862 (Taberner, 1987). Otras muestras más tardías en las que se demuestra en qué se centra el movimiento Higienista español se encuentra en 1886 en la Revista de Obras Públicas donde surge una sección fija dedicada a este movimiento, titulada “Higiene Urbana” y posteriormente “Saneamiento y Ensanche de poblaciones”. Este cambio de título en esta sección fija de la revista muestra la percepción española de cómo resolver el problema de la insalubridad y malas condiciones de vida en las ciudades: los Ensanches.

Los Ensanches no fueron sólo planes de ordenación para adaptar las ciudades a un aumento de población, sino supusieron la modernización y la transformación de las ciudades a la visión actual de ciudad. Esta experiencia fue peculiar del urbanismo del S.XIX y confirió al proceso de urbanización español formas únicas, distintas al norte de Europa (Cerdá, I., Barrera de Irímo, A. y Estapé, F., 1968; Solà-Morales, 1978; Carballo, B., Pallol, R. y Vicente, F., 2008).

Los aspectos innovadores de los Ensanches son: una idea de hacer ciudad donde la higiene, la ciencia, la razón, la igualdad prevalecen sobre los modelos anteriores de hacer ciudad; una nueva metodología: dirigir la proyección de la ciudad en vez de dejarla que surja por sí sola; nuevos instrumentos a la hora de ordenar el crecimiento de la ciudad y dotarla de servicios; y por último, la teoría de la idea racionalista de la ciudad entiendo el crecimiento como un proceso sujeto a proyectación, articulado con instrumentos y normativas operativas (Cerdá, *et al.*, 1968; Solà-Morales, 1978).

Hay cuatro acontecimientos, relacionados entre ellos, sobre la teoría y la práctica de los problemas del planteamiento urbano y su solución: en 1854 Idelfonso Cerdá realiza el estudio previo al Ensanche de Barcelona; entre 1856 y 1867 Cerdá escribe el primer tratado moderno del urbanismo; en 1861 se aprueba la Ley General del Planeamiento (Ley de Ensanche de 1861), modificada en 1864 y en 1867; a raíz del Plan de Ensanche de Barcelona en 1859, surgen Ensanches posteriores. En España fue el Ensanche de Barcelona de Idelfonso Cerdá el precursor de un modelo que se extendió por todo el territorio (Cerdá, *et al.*, 1968; Solà-Morales, 1978; Carballo, *et al.*, 2008).

El Ingeniero de Caminos Idelfonso Cerdá es la figura más destacada del Higienismo español, siendo su innovación más potente la aproximación metodológica para el crecimiento de las ciudades. Esta metodología la aplica en el Ensanche de Barcelona que diseña y recoge en su libro “Teoría General de la Urbanización”. Este libro define las vías y las intervías en función del análisis sistematizado de las exigencias técnicas de la circulación e higiénica, y la estructuración comarcal y regional de la viabilidad siendo estas las que definen el trazado retícula. Para Cerdá los problemas higiénicos de la ciudad no son un problema concreto que se puede abordar con soluciones parciales, hay que afrontarlo en su totalidad (Cerdá, *et al.*, 1968; Solà-Morales, 1978; Colegio de Caminos Canales y Puertos de Alicante, 1991).

Uno de los puntos más importantes, y donde se centra la actividad Higienista, es el control del agua bebida (Barona Vilar, 2002). La higiene pasa a ser una cuestión social y comienza a analizarse bacteriológicamente el agua y a utilizarse cloro como desinfectante, lo cual resultó ser un factor clave en la mejora de la salud y el descenso de las tasas de mortalidad. Además la provisión de agua corriente tendría claros beneficios económicos, ligados a la prevención de la enfermedad, que compensarían con creces la inversión necesaria para llevarlas a cabo y que se dejarían notar también en las generaciones venideras (Ramos Gorostiza, 2014).

El tratamiento para adecuar las aguas para el consumo humano es lo que se conoce como potabilización. De manera genérica, el tratamiento de potabilización se divide en 4 fases: primera fase (pretra-

tamiento, oxidación y desinfección de cabecera); segunda fase (coagulación-floculación y decantación); tercera fase (filtración); y cuarta fase (desinfección residual); a continuación se bombea y se distribuye en la red de abastecimiento.

El objetivo de la potabilización es mejorar la calidad física, química y bacteriológica del agua. Los aspectos básicos que debe cumplir son: higiénicos (que no suponga riesgo para la salud humana); estéticos (eliminación de factores físicos característicos de las aguas tales como color, olor, turbidez y sabor); y económicos (efectos que acorten la vida útil de máquinas e instalaciones).

El agua sin tratamiento alguno es un vector de enfermedades. Muchas surgen sencillamente debido a la falta de agua limpia para el consumo y para lavar los alimentos. Hay cinco tipos de enfermedades infecciosas vinculadas con el agua: transportadas en el agua, arrasadas por el agua, acuáticas, por vectores de insectos acuáticos y enfermedades causadas por prácticas sanitarias deficientes (Global Health and Education Foundation).

Los primeros abastecimientos de aguas en las ciudades surgieron en la segunda mitad del S.XIX ligados a los proyectos de Ensanche de las ciudades. Muchos de ellos no se vieron finalizados hasta el primero tercio del S.XX, incluso algunos hasta después de la Guerra Civil, pese a que las mejoras de contar con un servicio de agua de mayor calidad se aprecian desde el primer momento. Los suministros de agua desde su origen se han enfrentado a diversos problemas, siendo los principales: satisfacer la demanda; los diversos problemas de disponibilidad, tanto espacial como temporal; la correcta planificación del recurso a la hora de combinarlo con otras áreas tales como urbanismo; y por último la explotación racional del recurso junto a los diferentes usos productivos del agua (Rueda, 1994).

## 2. OBJETIVOS

El objetivo del artículo es conocer la historia del abastecimiento de agua en la ciudad de Valencia entre 1860-1910, su importancia sobre la salud y mejora de la calidad de vida de las personas, y su relación con las medidas higiénicas que se desarrollaron durante el primer Ensanche de la ciudad.

## 3. RESULTADOS

### 3.1. Calidad de vida previa al Higienismo

Previamente al Higienismo e industrialización, la provincia de Valencia se encuentra por completo dedicada a la agricultura intensiva. Todas las construcciones y viviendas están adaptadas a las necesidades agrarias. La población urbana de las ciudades se mantenía en un frágil equilibrio entre la vida y la muerte debido a unas condiciones higiénicas deplorables, viviendo hacinados y una alimentación que resultaba escasa, mala y cara. Las ciudades mantenían su población debido fuerte flujo migratorio desde el campo a la ciudad, gracias al cual la ciudad mantenía su índice demográfico en constante crecimiento pese a las epidemias que diezaban notablemente la población (Corbín, 1996).

Las viviendas se construían con techos bajos (se podían tocar levantando las manos) lo cual era sinónimo de escasa ventilación; los suelos de tierra retenían la humedad debido a la litología arcillosa de la zona, lo cual favorecía la aparición de malos olores e insalubridad. Además cada casa solía tener un corral en el cual se creaban estercoleros donde se amontonaban las deposiciones y residuos orgánicos sobre montones de paja, cuyo fin último era ser utilizados como abono en la agricultura, y que resultaba ser un foco de infección para las personas que habitaban el hogar (Segura, V. y Lassala, E., 1910).

Las poblaciones no cuentan con un sistema de alcantarillado que evacúe los residuos: las deposiciones se amontonaban bien en los estercoleros o en unas fosas rectangulares cavadas en el suelo sin salida. Otro foco de infección procede de los denominados “pozos ciegos” o “pozos negros”, a los cuales iban a parar las aguas procedentes de la limpieza (ropa, utensilios cocina, etc.) que llevaban gran cantidad de materia en descomposición. Estos métodos suponen un elevado riesgo de contaminación para pozos y acuíferos (Urteaga, 1985).

No se disponía de agua potable y se abastecían del agua de pozos o directamente del río. Beber agua de estas fuentes supone un riesgo para la salud, ya que esta agua lleva gran cantidad de materia orgánica en descomposición. Además hay que tener en cuenta que en ríos y acequias (que después vierten sus aguas a los ríos) se lavaban ropas y utensilios, se desarrolla la higiene personal e incluso se tiraban a

ellos animales muertos. Todo esto favorece que el agua que consumida fuese un foco de enfermedades y supusiese un riesgo para su salud.

Para evitar riesgos e infecciones, la Junta de Sanidad aconseja que cada vecino construya en su casa un filtro de agua casero en el cual filtrará toda el agua que se disponga a utilizar. La construcción de los filtros requiere una tinaja de dimensiones regulares, se le hace un agujero en el fondo, sobre el fondo se van echando alternativamente en el orden que se expresan capas de 2 dedos de carbón, cantos rodados del tamaño de garbanzos y arena de río hasta un número de 6 o 8. Para ser usado, se debe llenar la tinaja de agua potable y la que filtra se la recoge en frascos de gran tamaño, previamente hervidos o lavados con una solución al milésimo de permanganato potásico. Además se debe sedimentar el agua para que deposite las materias orgánicas descompuestas. El agua después de filtrada es la que se debe emplear en tiempos de epidemia para la fabricación de pan, confección de alimentos y para la bebida (Segura, V. y Lassala, E., 1910).

Para paliar y evitar los contagios debidos al consumo del agua, se desarrollan una serie de normas de obligado cumplimiento en caso de epidemia y recomendadas para consumir agua de manera más segura. Estas medidas de carácter higiénico se enumeran en el libro “Estudio higiénico de Algemesí y medios aconsejados por la junta de Sanidad en caso de invasión colérica” tal y como se especifican en la Tabla 2.

Tabla 2. Métodos preventivos de carácter doméstico para evitar contagios.

Cada vecino tendrá en su casa un filtro para el agua que empleará para la bebida y confección de alimentos
Los utensilios de cocina y mesa deberán hervirse antes de utilizarse
Las mesas antes de las comidas deben lavarse con aguas jabonosas y no se deben utilizar servilletas ni manteles
Antes de sentarse a comer, debe enjuagarse la boca con agua filtrada o hervida y lavarse las manos con una solución de sulfato de cobre al 12 por 100
Se procurará una limpieza esmerada de toda la casa, igualmente se blanquearán con cal las cuadras y los corrales
Cada vez que se vaya a defecar se echará en el retrete una solución de hipoclorito cálcico (polvos de gas)
Se abstendrá por completo de tomar excitantes en general, los alcohólicos son altamente perjudiciales
Deben evitarse con cuidado los enfriamientos
Podrán tolerarse los refrescos de naturaleza ácida
Se cuidará mucho del aseo personal

Fuente: Segura, V. y Lassala, E. 1910.

A pesar de las numerosas medidas existentes y de la consciencia colectiva de una necesaria mejora de la higiene pública como medio para detener las infecciones, la población denuncia el abandono desde la capital. Se denuncia el poco apoyo a los servicios benéfico-sanitarios por parte de las autoridades (Segura, V. y Lassala, E., 1910).

### 3.2. Ensanche de Valencia de 1884

Durante todo el S.XIX, la ciudad de Valencia había mantenido constante el índice demográfico debido a las consecuencias de la guerra de la Independencia, la supresión y expulsión de algunas órdenes religiosas y algunas epidemias. Este mantenimiento del índice demográfico es debido al constante flujo migratorio que desborda su capacidad de recepción.

Valencia, antes de la primera mitad del S.XIX, tenía una población de casi 100.000 habitantes en 6.345 casas agrupadas en 47 manzanas dentro del recinto amurallado y su sistema viario está formado por 434 calles y 132 plazas la mayoría sin pavimentar. En este periodo se produce un nuevo dinamismo de la economía debido principalmente a tres factores: una nueva prosperidad agraria, un primer proceso de industrialización (industrias de la madera, mueble y metalurgia) y una revolución de los transportes (trazado de una red ferroviaria y modernización del puerto del Grao), que como consecuencia, acrecientan el constante flujo migratorio desde el interior hasta las ciudades y localidades más prósperas del litoral (Taberner, 1987; Corbín, 1996).

La decisión de ampliar la ciudad es uno de los objetivos más importantes de los municipios y la sociedad en la segunda mitad del S.XIX. El primer proyecto de Ensanche, el cual no se llevó a cabo, presenta



un gran valor orientativo y tuvo gran trascendencia en los futuros proyectos. Fue el “Proyecto General del Ensanche de la Ciudad de Valencia” de 1858 llevado a cabo por los arquitectos Sebastián Monleón, Antonio Sancho y Timoteo Calvo. Este proyecto se aprobó el 29 de diciembre de dicho año, y al año siguiente el Ayuntamiento de Valencia publicó la correspondiente memoria presentada por el cronista Vicente Boix y el Médico Higienista Manuel Encinas. Este proyecto, previo al Ensanche de Barcelona en 1859, se ideó para dar cabida en la nueva ciudad a los 106.435 habitantes según el censo de 1857 (Taberner, 1897; Corbín, 1996).

Este proyecto presentaba una ampliación del recinto amurallado, previo derrocamiento y la construcción de un nuevo circuito amurallado que incluiría el nuevo crecimiento de la ciudad, salvo en la parte norte, donde se encuentra el río, donde se pensó la instalación de un boulevard. Este proyecto no fue llevado a cabo por: falta de concreción a la hora de definir los medios de las medidas higiénicas, el anacrónico proyecto de la construcción de una muralla cuando la sociedad pedía su demolición, falta de rigor y análisis necesario para poder acometer la reforma de la ciudad, la precaria situación municipal, falta de un marco legal y porque el carácter cerrado del proyecto no fomentaba la capacidad especulativa por lo que la burguesía no participó en él (Taberner, 1987; Corbín, 1996).

En 1854, la Academia de Medicina y Cirugía de Barcelona publica un informe relativo a la influencia que tienen las murallas en la salud de los vecinos indicando que deben demolerse como medida de salubridad importante para el vecindario. Este informe se une al clamor largamente demandado de la creciente población de la ciudad que continúa su imparable crecimiento mientras su proceso de crecimiento se ve bloqueado por la presencia de dichas murallas (Mangiagalli, 2006).

El inicio del derribo de las murallas medievales en la ciudad de Valencia, comenzó tras un pleito contra la Capitanía General que reclamaba la titularidad de los solares provenientes del derribo. Este derribo se inició en 1865, aunque previamente ya se habían hecho derribos parciales, como por ejemplo en 1851, cuando se demolió un tramo de muralla para dar salida al ferrocarril del Grao y Tarragona; o en 1852, cuando se derribó parcialmente otro tramo y se realizó la apertura de una ronda semicircular por el perímetro de la muralla. El derribo de las murallas finalizó en 1891 con la demolición de la Ciudadela. El lugar que ocupaban las murallas fue reconvertido en una ronda exterior que con el tiempo se convirtió en la calle principal: la calle Colón, por la cual circulaban 2 líneas de tranvía. Se produjo un crecimiento de la ciudad hacia el sur, englobando al primitivo arrabal de “Ruzafa” el cual pasó a formar parte de la ciudad de Valencia en 1877 cuando perdió su autonomía y pasó a ser un barrio (Corbín, 1996; Prytherch, D. L., y Boira Maiques, J. V., 2009).

El 22 de diciembre de 1876, se promulga la Ley de Ensanche, y con ella se pone en marcha el primer Ensanche de Valencia que se formalizará en 1884. El proyecto definitivo fue redactado por José Calvo, Luis Ferrere y Joaquín M<sup>a</sup> Arnau en 1884. En 1887 dicho proyecto es aprobado por el Real Decreto de julio de 1887.

El Ensanche de 1884 tenía como antecedentes el proyecto de Ensanche de 1858, cuyo sistema vial sirvió de base en la planificación del nuevo trazado, adoptando el sistema de cuadrícula con orientación SE, como en el Ensanche de Barcelona, entre la ronda de circunvalación de la muralla (calle Colón) a la Gran Vía Marqués del Turia. Entre estas grandes vías, hay una calle principal como eje de desarrollo (Cirilo Amorós) seccionada por siete calles (Félix Pizcueta, Pizarro, Hernán Cortés, Isabel la Católica, Jorge Juan, Conde Salvatierra, Grabador Esteve). Como fruto de la aprobación del plan se llevó también a cabo la urbanización y pavimentación de la Gran Vía Marqués del Turia hasta el cauce del río Turia, abriéndose en este tramo una plaza ovalada dedicada a Cánovas del Castillo. Posteriormente se dio un impulso definitivo a esta zona del Ensanche por la Exposición Regional Valenciana y Nacional de 1909 y 1910 (Corbín, 1996).

Este Ensanche también pretende regularizar las manzanas existentes y ensanchar las calles de numerosas zonas que ya estaban construidas, como el Camino al Grau; la conexión con Ruzafa; la instalación de mercados (actual mercado de Rojas Clemente o de Colón); la prolongación de algunas calles con su regularización y nueva construcción, como la zona de la calle Quart o la zona de Convento Jerusalén. Posteriormente, también se realizan reformas interiores como la Avenida del Oeste, la Avenida del Real o el Ensanche de la Plaza de la Reina (Taberner, 1987).

El Ensanche de Valencia, posterior al de Madrid (1860), se diferencia de este último en: el Ensanche de Madrid se hace en plano hipodámico, con calles orientadas en función del viento dominante, la anchu-



ra de las calle condiciona la altura de los edificios, no conecta el Ensanche con el casco antiguo y no prevé bien el tendido ferroviario. Sin embargo, como el Ensanche de Valencia se basó en el de Barcelona (1859) y en el Proyecto de Ensanche de Valencia de 1858: presentan la misma orientación, ambos disponen las manzanas buscando la máxima exposición a la luz solar, presentan buena unión con el núcleo antiguo y la parte del Ensanche (Cerdá, *et al.*, 1968; Solà-Morales, 1978; Carballo, *et al.*, 2008).

### 3.3. Evolución histórica del abastecimiento de agua en Valencia

El origen del abastecimiento de agua en Valencia surge en 1845 tras la muerte del canónigo Mariano Liñán, el cual deja en herencia 28.000 duros en deuda pública francesa, nombrando como albacea a su hermano. Sobre esta herencia existía una condición: financiar el abastecimiento a la ciudad para que comenzasen las obras antes de un año, si no fuese así, el dinero pasaría a la Beneficencia. Para llevar a cabo la construcción de este proyecto se crea una Comisión formada por: el Ayuntamiento de Valencia, la Sociedad Económica de Amigos del País y el hermano del canónigo Liñán. Esta comisión solicita a la reina Isabel II la realización del abastecimiento a la ciudad. La reina concede el permiso para crear la red y la planta de abastecimiento para la ciudad (EMIVASA, 2007). Este hecho se recoge en la prensa de la época como una gran mejora que elevará a Valencia a una ciudad moderna junto a otra serie de medidas como el ferrocarril o el establecimiento de coches fúnebres (Boix, 1845a).

Tras varios estudios se decide que la toma se realice en el río Turia. Previamente a este proyecto, existían otros planes que pretendían traer agua desde pueblos del interior o elevar agua de pozos y repartirla por la ciudad en distintas fuentes. Ambos proyectos fueron desestimados por la Sociedad Económica del País debido a que no garantizaban el suministro adecuado, ni en calidad ni cantidad. Dicha comisión dictamina la necesidad de traer agua a Valencia, que se debe tomar dicha agua del río Turia previamente tratada (Boix, 1845b).

El proyecto lo realiza el ingeniero Calixto Santa Cruz, director de la ETSICCP (Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos) de Madrid, y la obra es dirigida por el ingeniero Ildefonso Cerdá con la colaboración de D. Leodegario Marchessaux. Una vez realizado el proyecto, se ve que es insuficiente la cantidad económica legada por el canónigo, la cual suponía aproximadamente el 10% de la obra, ascendiendo a más de 6 millones de reales: 4 millones para la construcción del azud, los tratamientos de potabilización y las traídas de agua; y otros 2 millones para su abastecimiento en la ciudad (Boix, 1845c; EMIVASA, 2007).

Para ello D. José Campo, Marqués de Campo, entonces Alcalde de Valencia, crea una Sociedad Anónima donde particulares aporten dinero que se retornaría mediante impuestos en la ciudad. El sistema para conseguir la financiación se basa en unos impuestos en aduanas sobre el trigo y otros alimentos básicos (Boix, 1846). Con el tiempo, D. José Campo deja la alcaldía y se erige presidente de la “Conducción de agua Potable a la ciudad de Valencia S.A”, cuya Junta Directiva estaba integrada por: José Campo (Presidente), el Marqués de Tremolar, Tomás Liñán (hermano del canónigo), Lucas Yáñez, Joaquín Forés y Peregrín Caruana.

Entre 1846-1850 se construye el azud de “La Presa”, una balsa de decantación y un acueducto que llega hasta el Arquillo. Desde el Arquillo parten dos tuberías de Diámetro Nominal (DN) de 355 mm que llegan hasta el Depósito General de la Cruz de Mislata (actual Museo Histórico de la Ciudad de Valencia). Desde este depósito salen las primeras tuberías de agua potable que abastecen la ciudad por la Calle Quart y la Calle Caballeros, abasteciendo una media docena de fuentes bebedero: fuente de la Plaza del Negrito, antigua Plaza de Calatrava, etc. En el periódico *El Fénix* de 1848 con fecha de 30 de enero, se detalla la visita que los periodistas hacen a la obra, detallando cómo va su ejecución, dónde se va instalar la planta potabilizadora (G. C., 1848).

Dado que el tratamiento y distribución del agua potable es complejo y con muchos gastos de operación y mantenimiento, se otorga concesión independiente a la explotación del acueducto a D. Rafael Sociat. De este modo el abastecimiento se divide entre dos empresas: la primera cuyo presidente es D. José Campo se dedica a la captación y tratamiento del agua (gestión de agua en alta); y la segunda a cargo de D. Rafael Sociat se centra en la distribución (gestión de agua en baja). La ejecución de este proyecto supuso pasar de consumir agua de pozos a un servicio que abastecía 100 litros por habitante y día (Guardia, 2012).

Entre 1850 y 1878 se observa que la demanda crece en la ciudad. El sistema de captación, tratamiento y distribución es insuficiente para abastecer a la población. Desde el ayuntamiento debido a esta necesidad social que la propia sociedad demanda, pide a la empresa que aumente tanto en calidad y cantidad el agua que suministra a la ciudad, ya que la que llega es insuficiente en calidad y en presión. Para solventar esta complicación, la ciudad de Valencia hace una fuerte inversión en mejorar los filtros y la red de la ciudad para subsanar los problemas de calidad y pérdidas de las aguas en la red de abastecimiento. En 1859, la ciudad está de nuevo en obras por la canalización de las aguas potables, cuyas conducciones superaban los 4.000 metros de longitud (Taberner, 1987). Estas medidas son insuficientes y tardías, ya que en 1884 y 1885 suceden epidemias de cólera muriendo 30.000 personas (EMIVASA, 2007)

A finales de 1885, nace un nuevo proyecto para el incremento de caudal, presión y calidad del agua potable en un intento de que no se repitan de nuevo estos episodios de epidemia. Para ello, se publica un concurso para realización de una nueva obra para mejorar la captación y el tratamiento del agua potable, con una concesión de 40 años. Se adjudica a Fernando de Vicente y Charpentier, y la obra se ejecuta en 1888. Ésta consiste en el depósito de San Onofre en Quart de Poblet, tubería DN 600 mm en el tramo San Onofre-Arquillo, balsas de decantación en “La Presa” y mejoras en los filtros de Manises. Este periodo coincide con el Ensanche de Valencia de 1884. En todos los proyectos de Ensanche, tanto en Madrid como en Barcelona, el principal problema a resolver es lograr un suministro de agua continuo y con la dotación suficiente (Guardia, 2012).

El problema de insuficiencia en el abastecimiento de agua persiste hasta la finalización de los Planes de Ensanche. La ciudad sigue creciendo a un ritmo muy acelerado, por lo que este incremento de caudal no es suficiente para abastecer, tanto en calidad como cantidad, a todos los habitantes de la ciudad de Valencia (Ayuntamiento de Valencia, 1890). Por ello, la población se ve obligada a consumir aguas de pozos lo que da origen a una nueva epidemia de cólera en 1890. Esta epidemia generó gran polémica tras la mala predicción del aumento de población para abastecer en la ciudad tras el nuevo proyecto de Fernando de Vicente y Charpentier. Este último abandona la concesión y se la cede a “Aguas Potables y Mejoras de Valencia S.A” en 1890. De nuevo una única empresa privada controla el tratamiento y distribución del agua potable en la ciudad de Valencia.

Tras 10 años de funcionamiento imperfecto y muchos problemas, el modelo de abastecimiento de aguas de la ciudad resulta poco efectivo. A partir de 1896 se realizan numerosos controles de calidad por parte del Ayuntamiento, los cuales evidencian las malas condiciones del servicio y la necesidad de ponerle remedio. Como respuesta se realizaron diferentes inversiones para ampliar los filtros y mejorar la red de abastecimiento (Ayuntamiento de Valencia 1896; Ayuntamiento de Valencia 1899). A finales del S. XIX, Valencia como el resto de ciudades españolas, presenta los principales problemas que presenta el abastecimiento del agua a final del S.XIX, los cuales se pueden resumir en: la necesidad de adecuar el servicio a la demanda creciente y no cubierta; mejorar las condiciones técnicas del proceso de potabilización y abastecimiento de agua; y por último afrontar las deficiencias higiénicas de y salud pública que se denuncian (Rueda 1994).

Finalmente en 1900, debido a la falta de escasez de presión y la ineficiencia del tratamiento, “Aguas Potables y Mejoras de Valencia S.A” y la ciudad de Valencia, deciden crear un abastecimiento completamente nuevo. En 1901 se presenta la Memoria de Presupuestos relativos a este nuevo abastecimiento con su memoria justificativa (Ayuntamiento de Valencia 1900; Ayuntamiento de Valencia 1901). Este nuevo abastecimiento coincide con el segundo ensanche, que ampliaba el anterior y extendía la ciudad hasta el antiguo Camino de Tránsitos (avenida de Pérez Galdós y Peris Valero) bajo la dirección de los arquitectos Francisco Mora y Vicente Pichó en 1907.

El proyecto se aprueba en 1904. La inversión se financia con una nueva concesión a 90 años, que finalizó en marzo de 2003. Las obras se ejecutan entre 1904 y 1908 y consisten en: un nuevo sistema de potabilización (revólveres Anderson); la instalación de filtros en “La Presa”; la construcción de la sala de bombas (hoy en día en servicio); la construcción del primer depósito de Collado de planta circular; la conducción en presión desde “La Presa” hasta Valencia; y la renovación de gran parte de la red interior de la ciudad.

La historia de los abastecimientos en este periodo es similar tanto en Valencia, Madrid como Barcelona. A mediados del S.XIX se genera un sistema de abastecimiento moderno para dotar de agua potable mediante fuentes bebedero distribuidas por la ciudad. Posteriormente, cuando los Ensanches surgen para adaptar las ciudades a los retos que se enfrentaban en la época, los abastecimientos son insuficientes para dar servicio a la población y los nuevos barrios. Para solucionar estos problemas a finales del S.XIX y prin-

cipios del S.XX se tiene que invertir para crear nueva red de abastecimiento, mejorar la existente y unirla con los nuevos barrios, además de mejorar el tratamiento de potabilización (Rueda, 1994; EMIVASA, 2007; Guardia, 2012).

La historia de los abastecimientos de Valencia, Madrid y Barcelona presenta un hecho común: es la iniciativa privada es quien atiende un servicio público como es el abastecimiento de agua. En Barcelona por ejemplo, la pasividad municipal da lugar a la aparición de numerosas empresas privadas como: La Sociedad de Crédito y Fomento de Barcelona (que abasteció de agua para sus fines inmobiliarios); Aguas Potables de Barcelona y la Compañía de Aguas de Barcelona (sociedad con capital franco-belga bien capitalizada y con amplia experiencia), siendo esta última la que a finales del S. XIX mediante recursos financieros aportados por la Société Lyonnaise des Eaux, constituye la Sociedad General de Aguas de Barcelona comprando al resto de pequeñas empresas y monopolizando el servicio. El caso de Madrid es más singular: es la Corona quien acomete la obra de abastecimiento justificándolo como que su ejecución es necesaria en base del Interés General para ante la incapacidad del Ayuntamiento y el desinterés de la iniciativa privada, posteriormente se da a una empresa privada (como en los casos anteriores), pero dicha empresa quebr   y volvió a ser parte del Estado (Rueda, 1994; Guardia, 2007).

### 3.4. Cambios en la calidad de vida tras el Higienismo

El uso y aplicación de los de los nuevos inventos y avances a la vida cotidiana como: el alumbrado de gas, el telégrafo, el tranvía, la electricidad o el ferrocarril, suponen una mejor calidad de vida para los ciudadanos. Las viviendas se continúan construyendo en base a las necesidades de la agricultura, pero comienzan a tenerse en cuenta los principios Higienistas: el suelo se pavimenta con una capa de grava apisonada que mejora la salubridad y evita la permanente humedad, los techos se elevan y las paredes se blanquean con cal, la ventilación se facilita con numerosas ventanas y se observa una mejora en la decoración tanto interior como exterior de las viviendas (Segura, V. y Lassala, E., 1910).

Otras innovaciones constituyen adelantos higiénicos que mejorarán la salud pública: la introducción del alcantarillado, que deriva las aguas sucias de la ciudad y evita las filtraciones de los efluentes domésticos, termina con los pozos negros o ciegos, que eran foco permanente de infecciones; el adoquinado de las calles, el cual permitió que en episodios de lluvia las calles no se convirtieran en lodazales que impedían el tránsito y que tenían olor pestilente por la putrefacción de las materias y eran foco de enfermedades.

El abastecimiento y distribución del agua que surge durante el Higienismo consiste en la conducción del agua mediante cañerías subterráneas o acueductos a depósitos. Estos depósitos se encuentran a una altura de manera que las aguas puedan ser distribuidas por todos los pisos. El llenado de estos depósitos se realiza mediante bombas si de manera natural no se puede hacer. Destacar que desde este movimiento se hace ya una diferencia entre el uso del agua en las ciudades: aguas de alimentación o potables; y aguas de servicio municipal. Las primeras son las que van canalizadas y se tratan mientras que las segundas se toman directamente de ríos y canales (Paulier, 1881; Segura, V. y Lassala, E., 1910).

El agua canalizada llega a las poblaciones con las siguientes características: “es inodora, incolora, de sabor agradable, cuece bastante bien las legumbres, y está casi desprovista de materia orgánica nociva” (Segura, V. y Lassala, E., 1910). Las aguas potables de los depósitos, no est  n completamente puras ya que “contienen en suspensión materias extrañas”. Por ello recomienda su filtrado mediante cualquier sistema, como por ejemplo: tabiques perforados, filtros de areniscos, filtro de Vedel-Bernard, filtro de fieltro, etc. (Paulier, 1881). Estas “materias extrañas” pueden ser debidas a tratamientos ineficientes, pero principalmente a la deficiente red de distribución. Aparte de la gran cantidad de fugas que presentaban, siendo estas la entrada de contaminantes orgánicos; los materiales de las tuberías reaccionaban con el agua, añadiendo contaminantes químicos al agua. Inicialmente utilizan tuberías de plomo, las cuales desde el principio son polémicas ya que eran origen de “intoxicación saturnina” (Paulier, 1881).

Ya desde el inicio la calidad de las aguas se legisla dada su importancia para la salud pública. La primera ley que establece valores sobre la calidad de las aguas es la Ley de Sanidad de 1855 como medio para combatir las posibles epidemias que puedan surgir por tomar agua no tratada. Un dato llamativo de esta ley es que establece que en caso de epidemia el agua debe ser hervida antes de consumirse. Incluso para la elaboración de comidas debe utilizarse únicamente agua hervida o filtrada a través de unos filtros rudimentarios hechos manualmente a base de carbón, cantos rodados y arena de río como medida de contención de la epidemia.

La siguiente referencia a la calidad del agua se encuentra en la Instrucción General de Sanidad de 1904, donde se menciona la necesidad de costear y mantener laboratorios municipales para dar respuesta al servicio de desinfección de agua, sobre esto reincidirá la Real Orden de 1908 indicando la obligación de los municipios de más de 10.000 habitantes de tener un laboratorio.

#### 4. CONCLUSIÓN

El siglo XIX marca el inicio de una revolución que cambiará radicalmente la forma de vida de la población y terminará con las elevadas tasas de mortalidad, propiciando un crecimiento vegetativo de la población. Los factores desencadenantes se sitúan en los inicios de la Revolución Industrial, a raíz de la cual la vida en el campo se desestructuró y los campesinos se ven obligados a migrar hacia las ciudades, las cuales comienzan a crecer sin ningún tipo de control ni planificación previa. Los migrantes se agrupan en barrios carentes de servicios y en viviendas hacinadas sin ventilación y con unas condiciones de vida deplorables. La mala calidad de vida favorece la aparición de enfermedades y la población es constantemente diezmada por epidemias. Como consecuencia, las tasas de mortalidad son muy elevadas.

Esta situación es la base de una revolución que se desarrolló en las ciudades a favor de la promulgación de avances en la calidad de vida que mejoraran las condiciones de vida de la población y la salud en general. El Higienismo como movimiento tuvo gran importancia y en base a él se diseñaron las nuevas ciudades, teniendo en cuenta la ventilación de las casas, el adoquinado de las calles, la construcción de alcantarillados, etc. Uno de los puntos clave de este movimiento era el tratamiento y distribución del agua, como medio para evitar epidemias y enfermedades. El poder consumir agua sin que supusiese ningún riesgo para la salud humana supuso un antes y un después en la calidad de vida de las personas.

La ciudad de Valencia es un claro ejemplo de la importancia de este proceso como medio de control de epidemias. En este siglo la ciudad se encuentra reclusa dentro del recinto amurallado, sin red de distribución ni agua potable libre de riesgos sanitarios. El origen del abastecimiento de agua potable comienza en Valencia gracias a capital privado (herencia del canónigo Mariano Liñán). Para poder financiar la totalidad del coste de la obra, el entonces alcalde de Valencia D. José Campo, Marqués de Campo, crea una sociedad anónima “Conducción de agua Potable a la ciudad de Valencia S.A”

Inicialmente, este abastecimiento va creciendo y mejorando al ritmo que va creciendo la ciudad. A partir del Ensanche 1884 el abastecimiento de agua potable se queda obsoleto, dando un servicio insuficiente, de baja calidad y que presenta riesgos para la salud del consumidor. Finalmente, al principio del S.XX se decide hacer un nuevo abastecimiento para solucionar los problemas que presentaba la ciudad.

#### REFERENCIAS

- Alcaide González, R. (1999). La introducción y el desarrollo del Higienismo en España durante el siglo XIX: Precursores, continuadores y marco legal de un proyecto científico y social. *Scripta Nova*, 50. Recuperado de <http://www.ub.edu/geocrit/sn-50.htm>
- Ayuntamiento de Valencia (1890). *Estudios para el mejoramiento de las aguas potables de Valencia*. Valencia: Ayuntamiento de Valencia.
- Ayuntamiento de Valencia (1896). *La Junta Municipal de Sanidad hace presente al Ayuntamiento de Valencia el peligro que corre el vecindario por las malas condiciones que suministra la empresa y la urgentísima necesidad de ponerle remedio*. Valencia: Ayuntamiento de Valencia.
- Ayuntamiento de Valencia (1899). *Comprobación de las cualidades y cantidad del agua potable que suministra la empresa concesionaria de la explotación del servicio*. Valencia: Ayuntamiento de Valencia.
- Ayuntamiento de Valencia (1900). *Determinación de los medios que pueda utilizar el Ayuntamiento para obligar a la Sociedad Aguas Potables a dar buen servicio*. Valencia: Ayuntamiento de Valencia.
- Ayuntamiento de Valencia (1901). *Transcripción en el registro de aprovechamiento de aguas públicas a Valencia para el abastecimiento de aguas potables*. Valencia: Ayuntamiento de Valencia.
- Bairoch, P and Goertz, G. (1986). Factors of Urbanization in the Nineteenth Century Developed Countries: A Descriptive and Econometric Analysis. *UrbanStudies*, 23, 285-305. Retrieved from [https://deepblue.lib.umich.edu/bitstream/handle/2027.42/68656/10.1080\\_00420988620080351.pdf](https://deepblue.lib.umich.edu/bitstream/handle/2027.42/68656/10.1080_00420988620080351.pdf)



- Barona Vilar, C. (2002). *Organización sanitaria y de la higiene pública en la provincia de Valencia (1854-1936)*. Valencia: Universidad de Valencia.
- Boix, V. (1845a). Crónica de la Quincena. *El Fénix*, (6), 7.
- Boix, V. (1845b). Aguas Potables. *El Fénix*, (7), 75-77.
- Boix, V. (1845c). Aguas Potables. *El Fénix*, (8), 88-89.
- Boix, V. (1846). Crónica de la Quincena. *El Fénix*, (19), 222.
- Carballo, B., Pallol, R. y Vicente, F. (2008). *El Ensanche de Madrid Historia de una capital*. Madrid: Editorial Complutense S.A.
- Cerdá, I., Barrera de Irímo, A., Estapé, F., 1923-2012, & Instituto de Estudios Fiscales (España). (1968). *Teoría general de la urbanización y aplicación de sus principios y doctrinas a la reforma y Ensanche de Barcelona*. Barcelona: Instituto de Estudios Fiscales.
- Colegio de Caminos Canales y Puertos de Alicante. (1991). *El saneamiento de Alicante en 1905: Ciencia, técnica e Higienismo. Facsímil de la Memoria del Proyecto de Saneamiento del Puerto de Alicante*. Alicante: Colegio de Caminos Canales y Puertos de Alicante
- Corbin, J. L. (1996). *El Ensanche Noble de Valencia: entre Colón y la gran Vía Marqués del Turia*. Valencia: Federico Domenech, S.A
- Dopico, F., & Rowland, R. (1990). Demografía del censo de Floridablanca. Una aproximación. *Revista de Historia Económica - Journal of Iberian and Latin American Economic History*, Año 8(3), 591-618. Recuperado de <http://e-archivo.uc3m.es/bitstream/handle/10016/1860/RHE-1990-VIII-3-Dopico-Rowland.pdf;jsessionid=922DF06CB3E79972A06BE07DF6F60060?sequence=1>
- EMIVASA. (2007). *Historia de las plantas potabilizadoras de Valencia*. Material no publicado.
- G. J. (1848). Conducción de aguas a Valencia. *El Fénix*, (122), 203.
- Global Health and Education Foundation. Recuperado de <http://www.drinking-water.org/html/es/Treatment/Water-Related-Diseases.html>
- Guardia, M. (2012). La revolución del agua en Barcelona, 1867-1967. *Claves Del Mundo Contemporáneo. "Claves Del Mundo Contemporáneo Debate E Investigación XI Congreso de La Asociación de Historia Contemporánea Granada, 12-15 de Septiembre de 2012,"* 1-14.
- Hijano Perez, A. (2013). The township and municipal services in nineteenth century Spain. *Ayer: Revista de Historia Contemporánea*, (90), 141-166.
- Mangiagalli, S. A. (2006). Barcelona 1854-1856: Crónicas Del Ensanche Reflexiones De Antonio Brusi Ferrer. *ACE: Architecture, City and Environment*, 1, 29-45. Recuperado de <http://revistes.upc.edu/ojs/index.php/ACE/article/view/2338#>
- Paulier, A. B. (1881). *Manual de Higiene Pública y Privada, Traducido por Arnau Clemente, Álvaro y anotado por Gómez, Constantino*. Valencia : Pascual Aguilar
- Prytherch, D. L., Boira Maiques, J. V. (2009). City profile: Valencia. *Cities*, 26(2), 103-115. Doi: <http://doi.org/10.1016/j.cities.2008.11.004>
- Ramos Gorostiza, J. L. (2014). Edwin Chadwick, el movimiento británico de salud pública y el Higienismo español. *Revista de Historia Industrial*, 23(55), 11-38. Recuperado de <http://www.raco.cat/index.php/HistoriaIndustrial/article/view/280098/367800>
- Rueda Laffond, J. C. (1994). *El Agua en Madrid. Datos para la historia del Canal Isabel II 1851 - 1930*. Madrid: Fundación Empresa Pública.
- Segura, V., & Lassala, E. (1910). *Estudio higiénico de Algemés y medios aconsejados por la junta de Sanidad en caso de invasión colérica*. Sueca: Junta de Sanidad
- Solà-Morales, M. (1978) *Los Ensanches (I). El Ensanche de Barcelona*. Barcelona: Ediciones de la Escuela Técnica Superior de Arquitectura de Barcelona
- Taberner, F., Institutió Valenciana d'Estudis i Investigació, & Col·legi Oficial d'Arquitectes de la Comunitat Valenciana. (1987). *Valencia entre el Ensanche y la reforma interior*. ( No. 2.). València: EdicionsAlfons el Magnànim.
- Urteaga, L. (1985). Higienismo y ambientalismo en la medicina decimonónica. *Dynamis (Granada, Spain)*, 5-6, 417-425. Recuperado de <http://www.raco.cat/index.php/Dynamis/article/view/121798>

### **2.3-. Estudio 2**

Palomero-González, J. A., & Hernández-Sancho, F. (2018). Improving drinking water treatment without tariff impact: the Spanish case study. *Water Science and Technology: Water Supply*, 18(4), 1357-1364. (Manuscrito aceptado y publicado).

Impact Factor (JCR): 0.573 (Q4)

	ITEM	José Antonio Palomero González	Francesc Hernández Sancho	Javier Macián
1	<b>Conceptualization</b> – Ideas; formulation or evolution of overarching research goals and aims.	60%	20%	20%
2	<b>Data curation</b> – Management activities to annotate (produce metadata), scrub data and maintain research data (including software code, where it is necessary for interpreting the data itself) for initial use and later re-use.	80%	0%	20%
3	<b>Formal analysis</b> – Application of statistical, mathematical, computational, or other formal techniques to analyze or synthesize study data.	100%	0%	0%
4	<b>Funding acquisition</b> - Acquisition of the financial support for the project leading to this publication.	0%	0%	0%
5	<b>Investigation</b> – Conducting a research and investigation process, specifically performing the experiments, or data/evidence collection.	80%	20%	0%
6	<b>Methodology</b> – Development or design of methodology; creation of models.	75%	0%	25%
7	<b>Project administration</b> – Management and coordination responsibility for the research activity planning and execution.	100%	0%	0%
8	<b>Resources</b> – Provision of study materials, reagents, materials, patients, laboratory samples, animals, instrumentation, computing resources, or other analysis tools.	80%	0%	20%
9	<b>Software</b> – Programming, software development; designing computer programs; implementation of the computer code and supporting algorithms; testing of existing code components.	0%	0%	0%
10	<b>Supervision</b> – Oversight and leadership responsibility for the research activity planning and execution, including mentorship external to the core team.	40%	60%	0%
11	<b>Validation</b> – Verification, whether as a part of the activity or separate, of the overall replication/reproducibility of results/experiments and other research outputs.	40%	60%	0%
12	<b>Visualization</b> – Preparation, creation and/or presentation of the published work, specifically visualization/data presentation.	100%	0%	0%
13	<b>Writing – original draft</b> – Preparation, creation and/or presentation of the published work, specifically writing the initial draft (including substantive translation).	100%	0%	0%
14	<b>Writing – review &amp; editing</b> – Preparation, creation and/or presentation of the published work by those from the original research group, specifically critical review, commentary or revision – including pre- or post-publication stages.	20%	80%	0%

## Improving drinking water treatment without tariff impact: the Spanish case study

José Antonio Palomero-González and Francesc Hernández-Sancho

### ABSTRACT

Water is essential for our lives and activities. Everyone can drink good quality water, the question is whether they have access to it in the first place. Water quality and its treatment depend on the water source. This treatment has costs that users have to pay in the water tariff. It is very important to establish a water tariff that permits the best water treatment and has a low impact on the users. Cost functions are a useful tool to predict costs before an implementation or improvement. This article, using three easy steps (analysis, obtaining costs and modification of the water tariff) proposes improving water purification treatment using cost functions in order to find the best solution for providing the best quality water with the least cost impact on the water tariff. This methodology aims to help supply managers justify their decisions in order to optimise the available economic resources.

**Key words** | cost functions, water purification treatment, water quality, water tariff

José Antonio Palomero-González (corresponding author)

Francesc Hernández-Sancho

Water Economics Group, Faculty of Economics,  
University of Valencia,  
Avda. Tarongers S/N, 46022 Valencia,  
Spain

E-mail: joseantonio\_palomero@hotmail.com

### INTRODUCTION

Water is very important in our society. However, not everybody can access quality drinking water. Drinking water quality is of such importance that the European Union, in Directive 98/83/EC (Europe 1998), legislates in order to protect human health from the adverse effects of any type of pollution of water intended for human consumption, guaranteeing its health and cleanliness.

There are many contributions about drinking water quality in the literature: about source and pollutant distribution in water distribution networks (Clark *et al.* 1993; Marín *et al.* 2015), and pollutant dispersion control systems (Godé *et al.* 1997). The Water Safety Plans aim to ensure the safety and quality of drinking water, by focusing on ensuring water quality through monitoring systems and periodic evaluation of service (Matía *et al.* 2008; Bartram *et al.* 2009; Dominguez-Chicas & Scrimshaw 2010).

If the water supply sources are of good quality, it is possible to have water free of health risks, requiring minimal water purification treatment and the costs that entails. The

Water Framework Directive, in Article 9, takes into account the cost recovery principle in water-related services, including environmental costs (European Directive 2000/60/EC; Europe 2000).

In order to pay for the cost of the water service it is necessary to establish a water tariff, which is defined as an amount fixed by the administration as payment by users for obtaining a water supply suitable for human consumption. The water tariff aims to achieve a price that encourages responsible, equitable consumption, and promotes water saving. The main objectives of the tariff are: cost recovery, reducing consumption and equity-justice. The water tariff should be designed so that all households, including those with lower incomes, have access to basic water consumption and at the same time ensure the financial sustainability of the service provider. Water tariff design is complex, as the various goals often conflict (Maldonado-Devís & Hernández-Sancho 2013).

Studies of water tariffs have an important presence in the literature, for example: about water pricing practices



(Gistau 2010; OECD 2010; Ozeki 2013; Blanco-Orozco 2015); about water tariff social impact (Arbués & Barberán 2012; Gonçalves *et al.* 2014); and water tariff efficiency, cost recovery and sustainability (Cole *et al.* 2012; Hoque & Wichelns 2013; Zetland & Gasson 2013; Grafton *et al.* 2015).

Water tariffs usually have two parts: a fixed portion (the price paid for water service) and a variable portion (the price per cubic metre for consumption). The variable portion can be volumetric or in increasing or decreasing blocks. A volumetric variable portion is paid by the consumer as an amount per cubic metre consumed. In a block variable portion, consumption is divided into ranges, where each has its own water price. The consumer's payment depends on the range their consumption falls into.

The most common tariffs in Spain are tariffs with two parts: a fixed part and a variable part (in blocks). There are two variants of the variable tariff by blocks: the increasing block tariff (IBT) and the increasing rate tariff (IRT). With an IBT variable block tariff consumers pay the first cubic metre according to the price of the first block, and those who go over are charged the price of the second block. In contrast, consumers pay the same price as the last cubic metre consumed for every cubic metre consumed, with the IRT variable block tariff. If the last cubic metre consumed is an upper block, all consumption is paid at that price. Choosing an IBT or IRT variable block tariff depends on the intended purpose. In principle, it seems best to choose an IRT variable block for cost recovery. However, the best option to save water is the IBT variable block. There is no regulation or organisation to establish criteria to define the water tariff, leading to a wide variety of tariff systems (Martínez-Espiñeira *et al.* 2012).

The low price of water suggests that not all costs are recovered. According to figures from the Spanish Department for Environment, companies only recover 75–90% of the costs. The main cause is the implicit subsidy system for water consumption. Many of the investment costs are paid by European funds instead of the consumer. This produces a distortion which means the consumer does not pay the true cost. We must therefore increase the water price to comply with the cost recovery principle. The president of the Spanish Association of Water Supply and Sanitation (AEAS) suggests that to achieve this objective the price of 2010 should be doubled in 2015 (Gistau 2010).

The aim of this paper is to develop a methodology to help water managers decide how to improve water purification treatment with the least tariff impact. The methodology consists of three steps: choosing technologies that improve the current water purification treatment, using cost functions to obtain the investment costs and the operation and maintenance costs, and finally changing the water tariff to recover costs with the least social impact.

## METHODS

The first step in developing this methodology is to define the drinking water improvements, to analyze the water purification treatment, and then, choose the best option to improve the current water treatment. The literature defines drinking water quality as water which satisfies quality parameters and has no negative effects on consumer health. This methodology defines water quality improvement as when a technology ensures a reduction of physical, chemical and biological parameters that generate risks, including non-mandatory parameters, to minimise health risks. Next, it is necessary to do a focused analysis of water quality and risk reduction to choose the best technology to improve water treatment.

The second step is to predict the costs of enhancements before implementation, using the cost functions that identify the interrelations between the representative variables and the cost. One of their main uses is cost prediction. Cost functions are usually used in the design phase to compare different alternatives or measures, so as to choose the greatest net benefit possible, before planning the measures and their implementation, and showing the relationship of cost to the rest of the variables (Shepherd 1970; Shephard 1981). The equations usually used to obtain cost functions are:

Linear ( $Y = a - bx$ ),

Exponential ( $C = AV^b e^{(\sum \alpha_i x_i)}$ ),

Logarithmic ( $\ln C = \ln A + b \ln V + \sum \alpha_i x_i$ ).

Cost functions are used widely in the literature from many water fields, such as in simulations for water quality management (Li *et al.* 2012) or to develop water supplies and sanitation technologies (Ketema *et al.* 2015). Cost functions are very useful for modelling wastewater treatment

cost, as shown in some papers (Papadopoulos *et al.* 2007; Hernandez-Sancho *et al.* 2011; Tsagaraki *et al.* 2014). However, there are not many references about cost functions as applied to water purification treatment in the current literature. There is an example for the use of water technologies to improve water quality by the Environmental Protection Agency Water Office (EPA 2005).

This methodology uses the cost function provided by the United States (US) Environmental Protection Agency Water Office to obtain operation and maintenance costs and capital costs easily, quickly and reliably. The US Environmental Protection Agency Water Office cost functions are logarithmic equations designed to obtain costs based on design flow. These equations are obtained using three models: Very Small Systems Best Available Technology Cost Document (VSS model), Water Model, and Water and Wastewater Cost. These functions were obtained by statistical and mathematical data with historical data (EPA 2005).

The capital costs were divided into three main components: process costs, which include, for example, manufactured equipment, concrete, steel, instrumentation and controls, piping and valves; costs for engineering and construction; and finally indirect costs, including housing, land, operator training, piloting and education for management. Estimates of total capital costs are based on processing costs, which are then multiplied by a factor of specific costs to estimate the direct costs of capital. A cost factor of 2.5 is used for systems less than 1.0 million gallons per day (mgd) and a cost factor of 2.0 is applied to systems of more than 1.0 million gallons per day (EPA 2005). A million gallons per day is equivalent to 3,785.4 cubic metres.

Operation and maintenance costs are the annual costs required for the operation of the technology. They are the sum of each of the components, with no weighting factor, and include labour, chemicals, energy and spare parts (EPA 2005)

It is necessary to know the design flow to use the US Environmental Protection Agency Water Office cost functions, because this flow allows the costs to be obtained directly. We use the cost functions to obtain the capital costs and operation and maintenance costs associated with this technology. All the costs obtained are in gallons/US dollars. To make the results comparison easier, we changed the

US dollars to euros, taking June 16, 2014, as reference. The change was \$1.00 equating to €0.74.

The third step is the modification of the water tariff. Usually, the water managers modify some parts of the current water tariff because it is easier and faster, and it is already accepted by society and the administration. The modification usually changes either the fixed or the variable part of the water tariff and the cost recovery period. Combining these three variables to recover the water purification improvements allows for recovery of all the costs with the least tariff impact, meaning the least increase in water bills. First, the total investment cost is calculated. Then, the selected parameters will be modified to recover the total investment cost. The main objective is to equalise income with expenses. This increase will be made with the minimum impact on the current water tariff.

## RESULTS AND DISCUSSION

The statistical information will be considered first. All data are real and have been obtained from a water company that supplies one of the main cities on the Mediterranean coast of Spain. In order to understand the water supply system, 2014 is used as a representative year. Drinking water use is shown in Figure 1. Table 1 shows the water supply service data in 2014.

There are two water purification plants that supply the city: Water Purification Plant A (which has three treatment

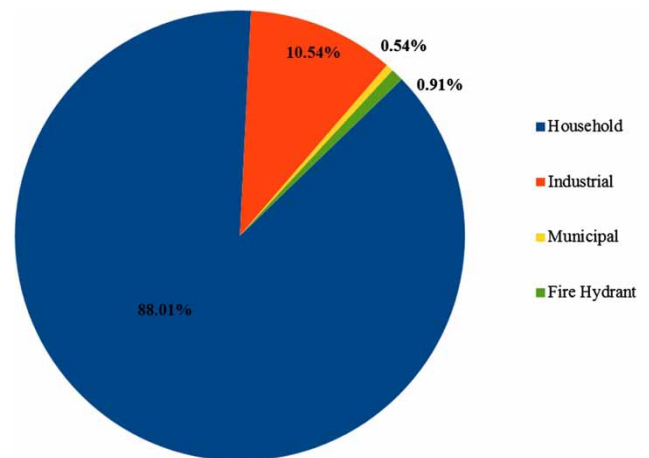


Figure 1 | Drinking water uses. Source: Water Company.

**Table 1** | Water supply service data in 2014**Water supply service data in 2014**

Number of users	433,098
Checked volume (m <sup>3</sup> /year)	42,760,963
Annual consumption (m <sup>3</sup> /user year)	98.73

Source: Annual Report Water Company 2014.

lines: A1, A2 and A3) and Water Purification Plant B (one treatment line: B1). Both plants treat surface water, both plants have a standard treatment (pre-treatment, decantation, filtration and chlorination), both have intermediate chlorination (small dosages of chlorine to maintain the disinfection level during the water treatment), present activated carbon filters and use the same reagents and the same design flow (3 m<sup>3</sup>/s), and each serves half the city. In [Figures 2](#) and [3](#) flow diagrams of the water treatments can be seen. The differences are that Water Purification Plant A has UV disinfection in all the treatment lines, and Treatment Line A2 treats more or less 90% of the water, using the other lines (Treatment Lines 1 and 3) when the water demand requires.

The water tariff in 2014 is a fixed and variable IRT-type model. [Table 2](#) shows the water tariff composition, and [Figure 4](#) shows the percentage of taxes and cost of water on a water bill ([Diario Oficial de la Comunitat Valenciana 2014](#)).

The methodology explained in the methods section will now be applied. The first step is to analyse the water plant treatment. To study the water treatment it is necessary to focus our attention on water quality at the end of the treatment, as seen in [Tables 3](#) and [4](#). The water source is surface water. The water treatment has a high efficiency but there are parameters that do not change, such as electrical conductivity, which represents the salt content. This parameter is very important in the Mediterranean area because water has a lot of salts dissolved, which generates water with less quality (worse taste, higher chlorine dosage). As a result, we choose two quality improvements for water purification plants, ultraviolet disinfection for 3 m<sup>3</sup>/s flow and nanofiltration for 3 m<sup>3</sup>/s and 2 m<sup>3</sup>/s.

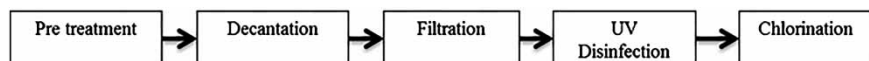
Ultraviolet disinfection is exclusive to Water Purification B and the nanofiltration step for a 3 m<sup>3</sup>/s flow is for both plants. Ultraviolet disinfection was chosen because it allows water disinfection to be improved, eliminating pathogens with chlorine resistance. Ultraviolet radiation also leaves us free to reduce the chlorination dose. Reducing the total dose of chlorine indirectly improves the taste and odour of water, which are the most important water quality parameters for users. With this technology we are going to minimise the health risk in Water Purification Plant B. Implementation of ultraviolet disinfection in Water Purification Plant B (with same flow diagram as Water Purification Plant A) is shown in [Figure 2](#).

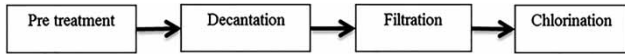
The second technology used is the nanofiltration system. We chose this technology over other possible membrane separation techniques because it separates organic compounds, such as pesticides and heavy metals, minimising human health risks, and especially the salt content in the water will be reduced. It will also improve the organoleptic qualities (taste and smell) of water. Nanofiltration works at lower operating pressures than reverse osmosis, and the lower operating pressure means lower energy costs.

The best option to install the nanofiltration stage would be in a new line parallel to the filtration after decantation as shown in [Figure 5](#). At the end of the treatment it is necessary to mix the water treated in the two lines. This will improve the final water quality by varying the percentage of flow treated in this new line. With this flow diagram it is possible to have the same water quality and health risk reduction and, at the same time, reduce the salt content.

In the second step we obtain the investment costs and the operation and maintenance costs for these technologies, using the US Environmental Protection Agency Water Office cost functions. The process to obtain the costs is explained in the Methods section. The cost summary of the improvements is seen in [Table 5](#).

In the last step, we combine the previous improvements in four proposals to obtain the best water quality with the least health risks and the least social impact.

**Figure 2** | Flow diagram of the water treatments in Water Purification Plant A. Source: Own elaboration.

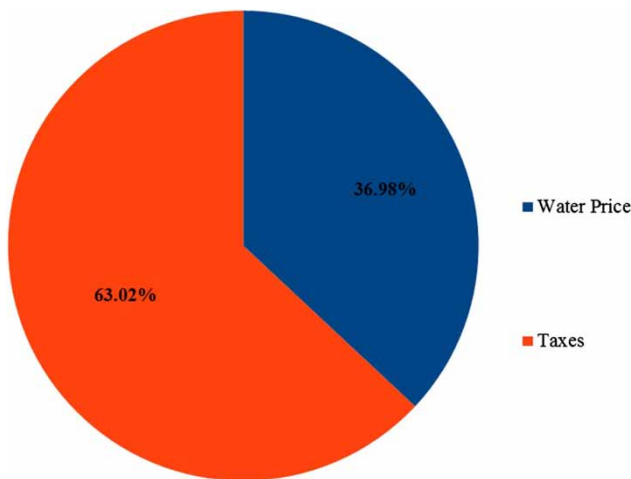


**Figure 3** | Flow diagram of the water treatments in Water Purification Plant B. *Source:* Own elaboration.

**Table 2** | Water tariff composition in 2014

Water tariff composition in 2014	
Council investment rate (€/month)	0.90
Investment plant tariff (€/m <sup>3</sup> )	0.05
Service fee (€/month)	5.43
Share of consumption (€/m <sup>3</sup> )	0.17
Water transport, regulation, control, investments and water management (€/m <sup>3</sup> )	0.33
River basin authority tax and other taxes (€/month)	20.00

*Source:* Diario Oficial de la Comunitat Valenciana (2014).



**Figure 4** | Percentage of taxes and cost of water on a water bill. *Source:* Own elaboration.

These proposals are a combination of all the alternatives that we have to improve the water purification treatment. The first proposal includes the installation of UV disinfection and a nanofiltration step for 3 m<sup>3</sup>/s flow at Water Purification Plant B, and a nanofiltration step for 2 m<sup>3</sup>/s flow at Water Purification Plant A; the second proposal is the same as the first, without UV disinfection; the third proposal includes installation of a nanofiltration step for 3 m<sup>3</sup>/s flow at both water purification plants; and

**Table 3** | Water analysis in Water Purification Plant A

**Water analysis in Water Purification Plant A**

	Input	Output
Turbidity (UNT)	2.59	0.39
pH	8.06	7.65
Nitrites (mg/L)	0.03	0.03
Ammonia (mg/L)	0.20	0.20
<i>E. coli</i> (UFC/100 mL)	524.17	0.00
<i>Clostridium</i> (UFC/100 mL)	27.18	0.00
<i>Enterococcus</i> (UFC/100 mL)	51.92	0.00
Aluminium (mg/L)	-	0.03944
Cl <sub>2</sub> (mg/L)	-	1.01

*Source:* Own elaboration.

**Table 4** | Water analysis in Water Purification Plant B

**Water analysis in Water Purification Plant B**

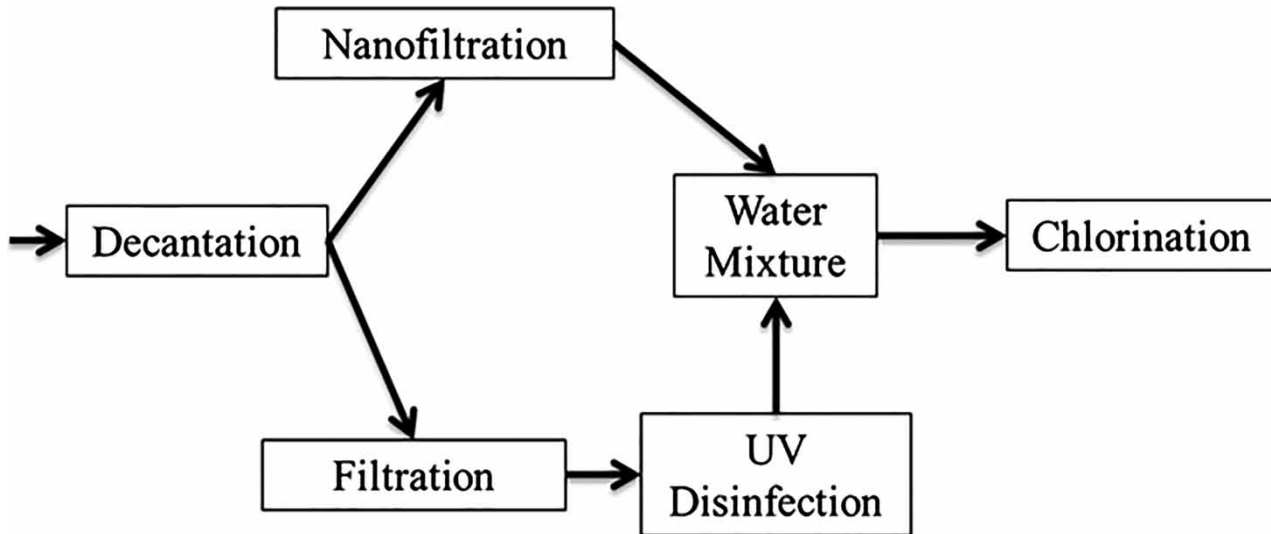
	Input	Output
Turbidity (UNT)	1.00	0.41
pH	8.60	7.87
Nitrites (mg/L)	0.03	0.03
Ammonia (mg/L)	0.20	0.20
<i>E. coli</i> (UFC/100 mL)	116.87	0.00
<i>Clostridium</i> (UFC/100 mL)	40.00	0.00
<i>Enterococcus</i> (UFC/100 mL)	95.00	0.00
Aluminium (mg/L)	-	0.03874
Cl <sub>2</sub> (mg/L)	-	1.03

*Source:* Own elaboration.

the fourth proposal is like the third, with UV disinfection for Water Purification Plant B.

To finance the proposals, we modify the current tariff as explained in the Methods section. The chosen tariff parts were council investment rate, investment plant tariff and service fee and share of consumption. This calculation is independent of tariff increases such as increasing operating costs and inflation. The first column of Table 6 shows the current tariff, and the second shows the same tariff modified to finance the proposal.

The next step is to verify whether the tariff impact is small. A standard subscriber will be simulated, assuming average consumption in a month (8.23 m<sup>3</sup>/user month).



**Figure 5** | Flow diagram of the water treatments with the nanofiltration step. Source: Own elaboration.

**Table 7** shows the current water bill, and the water bill if we choose the proposals explained above.

This small increase in the water tariff would improve water quality greatly, with minimal impact on the user. Water prices in Spain are also low, as mentioned in the introduction, so a small price increase would not have a large social effect. The increases are all around 4 euros/month for users. The difference between installing ultra-violet disinfection or not is 0.03 €/month user (Proposals 1 and 4).

Using the US Environmental Protection Agency Water Office cost function it is possible to predict the investment costs and operation and maintenance costs, and then to

**Table 5** | Improvement costs summary

<b>Ultraviolet step for 3 m<sup>3</sup>/s</b>	
Operation and maintenance costs	93,183 €/year
Capital costs	1,919,602 €
<b>Nanofiltration step for 3 m<sup>3</sup>/s</b>	
Operation and maintenance costs	10,465,672 €/year
Capital costs	38,058,113 €
<b>Nanofiltration step for 2 m<sup>3</sup>/s</b>	
Operation and maintenance costs	7,509,102 €/year
Capital costs	30,691,891 €

Source: Authors.

simulate the impact on the water tariff. The main objective of this methodology is to help water managers to choose the best way to improve water purification treatment in

**Table 6** | Increasing the price of water for the recovery of costs

	Current price	Cost recovery price
<b>Tariff modified for Proposal 1</b>		
Council investment rate (€/month)	0.90	0.98
Investment plant tariff (€/m <sup>3</sup> )	0.05	0.22
Service fee (€/month)	5.43	5.44
Share of consumption (€/m <sup>3</sup> )	0.17	0.34
<b>Tariff modified for Proposal 2</b>		
Council investment rate (€/month)	0.90	0.97
Investment plant tariff (€/m <sup>3</sup> )	0.05	0.22
Service fee (€/month)	5.43	5.44
Share of consumption (€/m <sup>3</sup> )	0.17	0.34
<b>Tariff modified for Proposal 3</b>		
Council investment rate (€/month)	0.90	1.01
Investment plant tariff (€/m <sup>3</sup> )	0.05	0.24
Service fee (€/month)	5.43	5.45
Share of consumption (€/m <sup>3</sup> )	0.17	0.36
<b>Tariff modified for Proposal 4</b>		
Council investment rate (€/month)	0.90	1.04
Investment plant tariff (€/m <sup>3</sup> )	0.05	0.24
Service fee (€/month)	5.43	5.45
Share of consumption (€/m <sup>3</sup> )	0.17	0.36

Source: Own elaboration.



**Table 7** | Comparison of water bills**Monthly water bill for a standard subscriber**

Tariffs	Price
Current tariff	30.89 €
Tariff with Proposal 1	33.78 €
Tariff with Proposal 2	33.75 €
Tariff with Proposal 3	34.19 €
Tariff with Proposal 4	34.22 €

Source: Own elaboration.

order to improve water quality, with the least tariff impact before implementation.

## CONCLUSIONS

It is important for people to be able to drink water without health risks. Treating water to remove physical, chemical and biological pollutants has costs: investment costs, and operation and maintenance costs. These costs are recovered through water tariffs. The current problem is how to combine the lowest water tariff with the best water quality (including less health risk). The contribution of this paper is to combine improving water quality and cost functions in order to find the best way to provide quality drinking water with the least impact on the water tariff.

We presented a methodology to help water managers to choose a means to improve water purification treatment with the lowest tariff impact in three steps. We applied this methodology in a real case study to improve water treatment in two water purification plants in a Mediterranean city. In this real case, we chose UV disinfection and a nano-filtration step to improve water quality and to minimise the risk to human health. We combined these technologies in four proposals to improve water quality. The next step is to find out how much these technologies cost. We used EPA cost functions to predict the investment, and the operation and maintenance costs. The third step is to modify some parts of the current water tariff to finance these proposals. By manipulating the fixed part, variable part and the cost recovery period we reduced the tariff impact. The results show that an increase of around 4€ month/user could improve water quality, at the least tariff impact.

These results demonstrate how small modifications of the tariff can achieve great improvements in water quality. In conclusion, this methodology favours the sustainability of resource management from a technical, economic and environmental perspective.

## REFERENCES

- Arbués, F. & Barberán, R. 2012 [Tariffs for urban water services in Spain: household size and equity](#). *International Journal of Water Resources Development* **28** (1), 123–140. DOI: 10.1080/07900627.2012.642235.
- Bartram, J., Corrales, L., Davison, A., Deere, D., Drury, D., Gordon, B., Howard, G., Rinehold, A. & Stevens, M. 2009 *Manual para el desarrollo de planes de seguridad del agua*. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- Blanco-Orozco, M. 2015 *Regulación en Europa. Prácticas tarifarias*. XXXIII Jornadas Técnicas de AEAS, Burgos, Spain.
- Clark, R. M., Grayman, W. M., Males, R. M. & Hess, A. F. 1993 [Modeling contaminant propagation in drinking-water distribution systems](#). *Journal of Environmental Engineering* **119** (2), 349–364. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(1993)119:2(349).
- Cole, G., O'Halloran, K. & Stewart, R. A. 2012 [Time of use tariffs: implications for water efficiency](#). *Water Science & Technology: Water Supply* **12** (1), 90–100. DOI: 10.2166/ws.2011.123.
- Diario Oficial de la Comunitat Valenciana 2014 *Diario Oficial de la Comunitat Valenciana*. January 11, 2014, Num. 7189.
- Dominguez-Chicas, A. & Scrimshaw, M. D. 2010 [Hazard and risk assessment for indirect potable reuse schemes: an approach for use in developing water safety plans](#). *Water Research* **44** (20), 6115–6123. DOI: 10.1016/j.watres.2010.07.007.
- EPA (Environmental Protection Agency) 2005 *Technologies and Costs Document for the Final Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule and Final Stage 2 Disinfectants and Disinfection Byproducts Rule*. US Environmental Protection Agency, Water Office, Washington, DC, USA.
- Europe 1998 Directive 98/83/EC on the quality of water intended for human consumption. *Official Journal of the European Communities* (5.12.98), 32–53.
- Europe 2000 Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy is established. *Official Journal of the European Communities* (22.12.2000), 1–73.
- Gistau, R. 2010 *Contraprestación económica de los servicios de abastecimiento de agua y saneamiento: la factura del agua*. *Revista de Obras Públicas: órgano profesional de los ingenieros de caminos, canales y puertos* **3510**, 7–22.
- Godé, L. X., Serena, C., Matía, R. L. & Ariño, R. 1997 *Redes automáticas de control de la calidad de las aguas superficiales*. *Tecnología del agua* **168**, 23–32.

- Gonçalves, I., Alves, D. & Robalo, G. 2014 [Social tariffs for water and waste services in mainland Portugal: an impact analysis](#). *Water Science & Technology: Water Supply* **14** (4), 513–521. DOI: 10.2166/ws.2014.002.
- Grafton, R. Q., Chu, L. & Kompas, T. 2015 [Optimal water tariffs and supply augmentation for cost-of-service regulated water utilities](#). *Utilities Policy* **34**, 54–62. DOI: 10.1016/j.jup.2015.02.003.
- Hernandez-Sancho, F., Molinos-Senante, M. & Sala-Garrido, R. 2011 [Cost modelling for wastewater treatment processes](#). *Desalination* **268** (1–3), 1–5. DOI: 10.1016/j.desal.2010.09.042.
- 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. DOI: 10.1080/07900627.2013.828255.
- Ketema, A. A., Lechner, M., Tilahun, S. A. & Langergraber, G. 2015 [Development of cost functions for water supply and sanitation technologies: case study of Bahir Dar and Arba Minch, Ethiopia](#). *Journal of Water, Sanitation, and Hygiene for Development* **5** (3), 502–511. DOI: 10.2166/washdev.2015.067.
- Li, H., Li, Y., Huang, G. & Xie, Y. 2012 [A simulation-based optimization approach for water quality management of Xiangxihe river under uncertainty](#). *Environmental Engineering Science*. **29** (4), 270–283. DOI: 10.1089/ees.2010.0439.
- Maldonado-Devís, M. & Hernández-Sancho, F. 2013 [Urban water pricing and tariff structure in Spain](#). In: *Third International Conference on Water Economics, Statistics and Finance*, Marbella, Spain.
- Marín, R., Montesinos, I. & Gallego, M. 2015 [Generación de subproductos de desinfección en el proceso de potabilización de aguas](#). XXXIII Jornadas Técnicas de AEAS, Burgos, Spain.
- Martínez-Espifeira, R., García-Valiñas, M. A. & González-Gómez, F. 2012 [Is the pricing of urban water services justifiably perceived as unequal among Spanish cities?](#) *International Journal of Water Resources Development* **28** (1), 107–121. DOI: 10.1080/07900627.2012.642231.
- Matía, LL., Paraira, M. P., Céspedes, R. & Ganzer, M. 2008 [Valoración y gestión de los riesgos sanitarios en el agua de consumo](#). *Tecnología del agua* **301**, 24–34.
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) 2010 [Pricing Water Resources and Water and Sanitation Services](#). OECD, Paris, France.
- Ozeki, G. 2013 [Business management and tariff structure for safe drinking water](#). In: *Third International Conference on Water Economics, Statistics and Finance*, Marbella, Spain.
- Papadopoulos, B., Tsagarakis, K. P. & Yannopoulos, A. 2007 [Cost and land functions for wastewater treatment projects: typical simple linear regression versus fuzzy linear regression](#). *Journal of Environmental Engineering* **133** (6), 581–586. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2007)133:6(581).
- Shephard, R. W. 1981 [Cost and Production Functions](#) (repr. of the 1st edn). Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Shepherd, R. W. 1970 [Theory of Cost and Production Functions](#). Princeton University Press, Princeton, NJ, USA.
- Tsagaraki, M. I., Komorowski, M. P., Boda, B., Popa, T., Gega, D., Nikolaou, I. E. & Tsagarakis, K. P. 2014 [An exploratory approach for evaluating the energy and personnel share of operation and maintenance costs for water utilities in selected emerging economies of Europe](#). *Journal of Water Supply: Research and Technology – Aqua* **63** (5), 368–378. DOI: 10.2166/aqua.2013.228.
- Zetland, D. & Gasson, C. 2013 [A global survey of urban water tariffs: are they sustainable, efficient and fair?](#) *International Journal of Water Resources Development* **29** (3), 327–342. DOI: 10.1080/07900627.2012.721672.

First received 2 February 2017; accepted in revised form 21 September 2017. Available online 10 October 2017

### **2.4-. Estudio 3**

Palomero-González, J. A., Almenar-Llongo, V., & Fuentes-Pascual, R. (2021). Evaluating the Efficiency of Water Distribution Network Sectors Using the DEA-Weight Russell Directional Distance Model: The Case of the City of Valencia (Spain). *Sustainability*, 13(19), 10546. (Manuscrito aceptado y publicado).

Impact Factor (JCR): 3.251 (Q2)



	ITEM	José Antonio Palomero González	Vicent Almenar Llongo	Ramón Fuentes Pascual	Francesc Hernández Sancho	Javier Macián
1	<b>Conceptualization</b> – Ideas; formulation or evolution of overarching research goals and aims.	40%	0%	40%	10%	10%
2	<b>Data curation</b> – Management activities to annotate (produce metadata), scrub data and maintain research data (including software code, where it is necessary for interpreting the data itself) for initial use and later re-use.	80%	0%	0%	0%	20%
3	<b>Formal analysis</b> – Application of statistical, mathematical, computational, or other formal techniques to analyze or synthesize study data.	0%	0%	100%	0%	0%
4	<b>Funding acquisition</b> - Acquisition of the financial support for the project leading to this publication.	0%	0%	0%	0%	0%
5	<b>Investigation</b> – Conducting a research and investigation process, specifically performing the experiments, or data/evidence collection.	80%	20%	0%	0%	0%
6	<b>Methodology</b> – Development or design of methodology; creation of models.	0%	0%	100%	0%	0%
7	<b>Project administration</b> – Management and coordination responsibility for the research activity planning and execution.	50%	50%	0%	0%	0%
8	<b>Resources</b> – Provision of study materials, reagents, materials, patients, laboratory samples, animals, instrumentation, computing resources, or other analysis tools.	90%	0%	0%	0%	10%

<b>9</b>	<b>Software –</b> Programming, software development; designing computer programs; implementation of the computer code and supporting algorithms; testing of existing code components.	0%	0%	100%	0%	0%
<b>10</b>	<b>Supervision –</b> Oversight and leadership responsibility for the research activity planning and execution, including mentorship external to the core team.	30%	70%	0%	0%	0%
<b>11</b>	<b>Validation –</b> Verification, whether as a part of the activity or separate, of the overall replication/reproducibility of results/experiments and other research outputs.	80%	10%	10%	0%	0%
<b>12</b>	<b>Visualization –</b> Preparation, creation and/or presentation of the published work, specifically visualization/data presentation.	50%	50%	0%	0%	0%
<b>13</b>	<b>Writing – original draft</b> – Preparation, creation and/or presentation of the published work, specifically writing the initial draft (including substantive translation).	60%	40%	0%	0%	0%
<b>14</b>	<b>Writing – review &amp; editing</b> – Preparation, creation and/or presentation of the published work by those from the original research group, specifically critical review, commentary or revision – including pre- or post-publication stages.	40%	60%	0%	0%	0%

## Article

# Evaluating the Efficiency of Water Distribution Network Sectors Using the DEA-Weight Russell Directional Distance Model: The Case of the City of Valencia (Spain)

José Antonio Palomero-González <sup>1,\*</sup>, Vicent Almenar-Llongo <sup>2</sup> and Ramón Fuentes-Pascual <sup>3</sup>

<sup>1</sup> Grupo Global Omnium, Instituto Interuniversitario de Desarrollo Local, Universitat de València, 46022 València, Spain

<sup>2</sup> Department of Economics, Catholic University of Valencia, 46003 València, Spain; vicent.almenar@ucv.es

<sup>3</sup> Departamento de Análisis Económico Aplicado, Universidad de Alicante, 03080 Alicante, Spain; rfuentes@ua.es

\* Correspondence: jopagon2@alumni.uv.es or joanpagon@globalomnium.com

**Abstract:** In many cities, sectorization projects of the drinking water distribution network have been implemented. This study provides a methodology to evaluate the efficiency of the sectors of a water distribution network by applying a data envelopment analysis weighted Russell directional distance (DEA-WRDD) model. This non-radial DEA model gives the overall efficiency of each unit of analysis, as well as each input, output, and undesirable output considered in the evaluation. The variables used in the analysis provide a multidisciplinary view: economic factors (covering costs), water quality parameters, and technical aspects. The empirical analysis was performed for the sectors of the water distribution network of the city of Valencia (Spain) for the year 2016. In this particular case, the results showed that approximately half of the sectors were efficient. The efficiency values of each variable indicate that the main challenges (faced by the water distribution company) were the optimization of maintenance costs and the reduction of leaks, both of which have an impact on the quality of the distributed water. So, the purpose of this article is to highlight the usefulness of efficiency analysis to help the decision making of managers of sectorized water distribution networks so that they can optimize the management.

**Keywords:** water scarcity; water management; water efficiency; water distribution sectors; DEA-WRDDM



**Citation:** Palomero-González, J.A.; Almenar-Llongo, V.; Fuentes-Pascual, R. Evaluating the Efficiency of Water Distribution Network Sectors Using the DEA-Weight Russell Directional Distance Model: The Case of the City of Valencia (Spain). *Sustainability* **2021**, *13*, 10546. <https://doi.org/10.3390/su131910546>

Academic Editors: Rocco Roma, Francesco Manta, Domenico Morrone and Pierluigi Toma

Received: 28 July 2021

Accepted: 14 September 2021

Published: 23 September 2021

**Publisher's Note:** MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



**Copyright:** © 2021 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

## 1. Introduction

Competition between different water uses in many areas of developed countries (especially in cities) exerts strong pressure on water resources, causing greater possibilities of suffering from scarcity situations. This is the case in the city of Valencia, where, as in the entire Mediterranean region, the problems associated with water resource scarcity generate significant tensions between the different uses of water. Specifically, Valencia constitutes a large, important urban area (it is the third most populous city in Spain) within the Júcar River Basin, in which agricultural demands represent a very important percentage (about 80%). For this reason, the urban area of Valencia, with a growing population and highly seasonal service activities, must compete for water resource use with an important agricultural area and a natural park, la Albufera [1]. This competition forces an efficient use of available water.

Some municipalities in the Metropolitan Area of Valencia have carried out sectorization processes. The project of sectorization of the drinking water distribution network in the city of Valencia began in 2003, until sectors were established in most parts of the city. The works consisted of the execution of the sectorization stations, the installation of valves to isolate these sectors from the rest of the distribution network, together with their corresponding pipes and connections, and a remote-control system. In this way, the general

sectorization project with the aim of fragmenting the water supply network by sectors allows all the districts to function and be controlled independently. The management of water networks is adapted to the specific needs of each sector to optimize their operation, following a general criterion of efficient use and management of water resources, so that it is possible to maximize volume of water consumed, minimize breakdowns and save a scarce resource.

According to the Valencia City Council, the implementation of the project has saved more than 4 million m<sup>3</sup> of water each year through the detection of leaks and fraud. The automatic detection of leaks has allowed us to reduce the action time and the losses in the network by 18% due to these causes. Overall, it has been possible to increase the efficiency in the network by 30% compared to the previous situation, reaching 85% of total efficiency.

The literature has dealt with the analysis of efficiency in the provision of water management services, one of the main concerns of policy makers and urban water service managers. The use of efficiency analysis in water service management companies provides information that may be of great importance, not only contributing to improving management and optimizing resource use but also assisting in the creation and improvement of water resource management policies.

Efficiency in the provision of water management services has been examined from different approaches, such as evaluation of the efficiency of water companies [2–8], differences in water service management between public and private ownership [9–13], or the evaluation of distribution networks [14]. However, until now, there is the knowledge gap in the literature because efficiency analysis has scarcely been used in relation to sectorization (defined as the division of the network into sectors that are subsystems with independent water inputs and outputs, each sector being independent of the others) and distribution network management. The literature on sectorization has focused on designing an optimal solution for a new or existing and operating water distribution network (WDN).

At a methodological level, the methods that have been applied in the literature on the evaluation of water distribution networks are life-cycle assessment [15,16] and other more specific methods focused on specific aspects of network management, such as WATERLOSS [17,18] and AWARE-P [19,20]. Previous studies that have used DEA models have made use of conventional DEA models, which provide information on efficiency and inefficiency scores in total. However, the data-envelopment-analysis weighted-Russell-directional-distance (DEA-WRDD) model never has been used for assessing the efficiency of the sectors of a WDN, despite the fact that it may provide valuable information for the goal-setting and benchmarking process and help managers and policymakers to make strategic decisions, since the WRDD model helps in identifying the inefficiencies of both input and output variables [21].

For this reason, this study examines the efficiency of distribution networks, focusing on the sectors of the network, defining the DMUs as individual sectors of the distribution network (what is a novel point of view) using DEA–WRDDM (and this is a methodological innovation). Determining the efficiency of each sector of the network allows management companies to optimize resources and time because they will know which sector(s) should be prioritized to improve the service. Moreover, once the inefficiency of a sector is known, understanding which parameters cause this inefficiency will enable further optimization because it will indicate which variable(s) should be addressed.

The paper is organized as follows. After this introduction, Section 2 briefly reviews the literature both on the evaluation of efficiency and productivity in the provision of water management services and sectorization. Section 3 justifies and explains the model used to achieve the research objectives. Section 4 presents the data and the case study. Section 5 describes and discusses the results. Section 6 offers a discussion. Finally, Section 7 presents the conclusions.

## 2. Theoretical Framework

This section deals with three aspects related to water distribution services: efficiency–productivity studies, network sectorization, and variables used as inputs and outputs in water supply efficiency studies.

### 2.1. Literature Analysing Efficiency and Productivity in Water Supply: DEA Specifications

There are a vast literature of studies of water supply management from a wide variety of perspectives, with a wide body of research in this area focused exclusively on efficiency and productivity (which has led to literature reviews [22]). Most of the reviewed studies analyze efficiency in water supply, with fewer examining productivity [2,23,24].

From the methodological point of view, in these studies of the water supply systems, the bench-marking method of DEA has been used extensively, with a diversity of the DEA models used to analyze the efficiency or the productivity. This diversity is reflected in aspects such as the type of returns to scale assumed or the statistical procedure used to give more solid results.

Regarding returns to scale:

- Variable returns to scale (VRS) were assumed in some studies evaluating the efficiency/inefficiency of water supply services [3,5], the role of service quality in the efficiency [25], or regulatory aspects [26];
- Constant returns (CRS) were adopted to assess the sustainable efficiency [27] and to analyze the relationship between efficiency and management system [28] and between urban water use and wastewater decontamination systems [29];
- Variables and constant returns were used to understand the performance patterns in water utilities [6,30,31], to estimate potential savings in water distribution [32], to measure the impact of reforms in the sector [33], to assess the relevance or the type of ownership on efficiency [34,35], to study the setting of price limits [32], to incorporate qualitative indicators in water delivery [36,37], etc.

As far as DEA models, Malmquist Data Envelopment Analysis or Malmquist productivity index was used to measure the performance and productivity and efficiency improvement [2,31], to assess the effectiveness of policies to improve the performance, efficiency and sustainability of water services [24], or for exploring the role of quality (the lack of quality) of service to customers on the productivity change over time [23].

Recent studies have used complex variants of the DEA, such as super-efficiency (e.g., to investigate the potential for efficiency improvement [4]), DEA-scale efficiency (e.g., to examine the efficiency of leakage-management [14]); DEA model with statistical tolerance (e.g., to assess the efficiency of water and sewerage companies (WaSCs) [38]); shared input data envelopment analysis model (e.g., to separately measure the efficiency when the same operator delivers more than one service, as water and wastewater services [39]); the directional metadistance function (e.g., to revisit the relationship between ownership and performance [13]; Bootstrap DEA (e.g., to identify the determinants of efficiency of water provision services [40,41] or to evaluate the influence of the management nature (private vs. public) on efficiency [10]); DEA double bootstrap (e.g., to overcome the limitation of deterministic method that does not allow identifying environmental factors influencing efficiency scores [42]); the DEA-based approach on Directional Distance Function (DDF) (e.g., to measure the performance of the integrated production of desirable and undesirable outputs [43]); or Network DEA models (e.g., to overcome the shortcomings of the standard AED for relative performance assessment (which do not allow setting clear guidelines for improvement) [44]).

Likewise, some studies compare the results of different DEA models and those of other types of models [2,4,6,7,10,37], and other works in the literature compare/combine DEA specifications with other methods, including regression analysis and DEA (discussing regulated water industry [45]), DEA (non-parametric method) and other non-parametric statistic methods (e.g., analyzing the operative cost efficiency with reference to ownership structure, size, and geographical location of the companies [46]), DEA and parametric

methods (e.g., Tobit model, for investigating major factors behind inefficiencies [47]), DEA and a two-stage double bootstrap procedure (e.g., analyzing urban water utilities efficiency [48], or DEA and the slacks-based model (SBM) model under Constant Returns-to-Scale (CRS) technology (CRS-SBM-DEA) (e.g., estimating the total factor water usage efficiencies and sewage treatment efficiencies [49]).

After this literature analysis of models for water distribution efficiency, a brief reference should be made to the limitations of the models. In general, as a DEA approach, the models suffer from the limitations of that method, as the model is deterministic (this implies that there is no room for randomness in ineffectiveness) or the DMUs involved in the analysis need to use the same kind of inputs to generate the same type of outputs, among other limitations. On the other hand, the models of these works (and many others not cited) focus on analyzing and comparing the efficiency or productivity of different supplies. Although the results of these studies generally help to identify which supply is most efficient or productive when compared to the rest, many do not indicate the efficiency of the variables. In this sense, the aforementioned models do not provide information on the efficiency of each of the variables (inputs and desired and undesired outputs) of each of the DMUs, or that they only incorporate information on the generation of desirable outputs but not on undesirable ones, or that they are not directional. Only one of the models cited in that section incorporates information on evils and also considers the directional distance function [43], but it does not include inputs in the DDF (unlike the DEA–WRDD model). In other words, DEA–WRDDM assigns a specific inefficiency value for each variable and each DMU, while the DDF chooses only one for each DMU, not for each variable (therefore, the information provided by the WRDDM is much richer).

The data-envelopment-analysis weighted-Russell-directional-distance model (DEA–WRDD) has been used in eco-efficiency in environmental studies and in various fields of water economics. In the first strand of studies, this model has been applied to eco-efficiency, incorporating multi-environmental pollutants, calculating productivity in terms both the economic and environmental performance, using inclusive wealth as a sustainability measurement, capturing the efficient utilization of natural capital and other conventional inputs, including undesirable output in a productivity measure, etc. [50,51].

In the second group, the model has been applied to wastewater treatment plants to analyze industrial wastewater management efficiency (e.g., trying to identify the main drivers of industrial wastewater management, pollution abatement, market factors, production technology [50,52]) or to estimate eco-efficiency (e.g., an inefficiency score obtained for different variables such as cost factors, pollutant removal, and greenhouse gases [53]; to evaluate dynamic eco-efficiency (changes in eco-productivity over time) of wastewater treatment plants [54]; to solve problems regarding the usual definition of desirable outputs and the impossibility of removing higher levels of pollutants than those contained in the effluent [55]; or to evaluate the eco-efficiency, integrating the total cost as input, recyclable waste as desirable output, and unsorted waste as undesirable output [56]).

Finally, it has also been applied to water distribution services to evaluate the efficiency of water and sewerage companies considering variables representing the lack of service quality as undesirable outputs [8] and evaluating the productivity growth of WaSCs and analyzing the effects that inputs and outputs have on WaSCs' overall productivity change [57].

## 2.2. Sectorization

As a crucial component of the urban infrastructure, the water distribution network (WDN) is an indispensable element of civil infrastructure and in the stable development of urban production and living, inasmuch as it provides fresh water for domestic use, industrial development, etc. [58,59].

The partitioning of a WDN into multiple subnetworks called district metered areas (DMAs) defining smaller permanent network districts represents one strategy for improving operation and management efficiency [59], water balance, and pressure control of a



water distribution system (WDS) in order to control and reduce water leakage in a water distribution network [58,60–63]. Leakages poses a considerable environmental impact and expensive management, which may also trigger social detriments when the water demand is not properly satisfied [58].

By installing flowmeters or valves in certain locations, the WDN is partitioned into a number of district metered areas (DMAs). Division of a large water network into  $k$  smaller subsystems allows simplifying and improving the management of a WDS, since this allows the flow within each DMA and across DMAs to be monitored [58]. If the subsystems are isolated zones (sectors or cluster) such that each zone is fed by its water source (or water sources), the process can be called “sectorization”, which is achieved by closing gate valves in the network pipes that link the DMAs [63–66]. In water network sectorization (WNS), if each district in the system is completely separated (or isolated) from all other districts, it is called an isolated DMA (i-DMA) [63]. The core idea behind sectorization of water supply networks (WSNs) is to establish areas partially isolated from the rest of the network to improve operational control [61]. Sectorization of distribution networks adds management complexity but can improve leak detection.

In addition to water leakage, sectorization entails other benefits, such as the reduction of domestic consumption, reduction of burst frequency, and the enhanced capacity to detect and intervene over future leakage events. However, some drawbacks must be taken into consideration by water operators: the economic investment associated with both boundary valves and flowmeters and the reduction of both pressure and system resilience. The target of sectorization is to properly balance these negative and positive aspects [61].

Designing an optimal sectorization solution for existing and operating WDN is an extremely difficult task. Traditionally, WDN sectorization is conducted by local experts using a trial-and-error approach, often resulting in the identification of arbitrary solutions [67]; however, the design and operational settings should be optimized to satisfy water-demand, water-quality, pressure constraints, as well as efficiency indices under stringent conditions [68]. In this sense, some recently published methods try to improve WDN sectorization using optimization and introducing various sectorization criteria, constraints, and limitations. However, they often fail to consider the issues faced by poorly managed WDNs such as limited funds and shortage of water balance data [67].

Most of the literature on sectorization has approached it from the point of view of engineering (see [59]). The scarce economic literature addressed to sectorizing WSNs or to assess aspects of sectorization consider costs (of valves and flowmeters, of energy, etc.), and the benefits (in terms of water saving linked to pressure reduction, etc.) [61,67,69].

### *2.3. Inputs and Outputs Used to Analyze the Efficiency of the Water Supply Management*

Another aspect to take into consideration is that of inputs and outputs used in the literature to analyze the efficiency and productivity of the water supply. Since with DEA it is not possible to test the significance of variables, variables that have been previously used in the literature have to be identified to ensure adequate variable selection.

The International Water Association (IWA) has defined numerous indicators to evaluate the quality of the supply service, management and maintenance operations, water resources, and economic and financial features [70,71], which include variables commonly used in the literature as inputs, desired outputs, and undesirable outputs.

From the point of view of inputs, the ones most used in different works are included in the IWA’s category of indicators of maintenance management operations or quality of service. They are staff cost, operational expenditures, energy, and length of mains [72,73].

In the literature reviewed, a commonly used input variable is operation or maintenance costs [2–6,8,13,23–25,37,42], but other costs have also been considered, such as staff cost [3,4], indirect labor cost for pipe network management [14], capital expenditure [37], amortization and taxes, water purchased and energy cost for producing drinking water [3], total expenses [71], or total production cost [10]. In some works, the production inputs have been included, such as labor in absolute terms [6,8,13,24,42], relative terms (staff per

1000 connections [5], number of employees per 1000 consumers [41]), total assets or capital stock [2,23,25], and energy [4].

Network characteristics are used in many studies as an input variable, including the length of the network [2,4,6–8,10,13,26,42], water distribution [41], number of water pump houses, wastewater pump houses [2], sewerage network length [10], and leakage (directly or indirectly [26], such as through non-revenue water [5]). It should also be noted that costs related to water leakage have been included, such as active leakage management cost, rapid, accurate leakage repair cost, and appropriate pipe body management cost [14].

With regard to the main variables used as desirable outputs, two groups can be highlighted, which would broadly include the number of users served by the distribution network [4,6,13], households [23,25,26] or number of water connections [2,5,24], and variables related to the flow that users receive. This group includes water quantity, with variables such as total drinking water produced [3,26], system input volume [7] or average daily clear water production [5], accounted for water [37], distributed water volume [4,6,8,13,23,25,42], or hours of supply [37] (also mention revenue form service delivered [10]). The water flow supplied is the variable most used in DEA works as the desired output. This is because the main objective of water distribution networks is to guarantee water arrives in sufficient quantity and quality to meet user demand [74].

Other variables considered are characteristics of the distribution network and quality of the water supplied. Network efficiency is the inverse of leaks (network efficiency and leaks are related parameters). This parameter reflects the quantity of water that is not supplied to the user. Its importance lies in the fact that it represents the best technical condition of the water supply network, has implications for the quality of the service (quality of water and quantity of water supplied), and is even often used as an indicator to assess the degree of development of a country [74]. It is one of the most frequently used desired outputs in works on the efficiency of water supply services under different specifications: efficiency in reducing leaks [14], indicators such as the index of the reciprocal of water [2], or the ratio of water volume paid to water volume produced [41]. In addition, some studies [37,42] have also included the quality of the water supplied. Water quality is inversely related to the variation in turbidity [75–81], variation in residual-free chlorine [79,82–89], and pressure [90–93].

With reference to undesirable outputs (if the model allows them), they are designed to provide information on water losses from the distribution network and quality of the supply service. With regard to the first feature, it has been considered leakage volume [3] or unbilled water [8]. With regard to the second feature, water quality is considered (properties below the reference level [23,25]), as well as interruptions in water supply (unplanned interruptions [23,25], failure in drinking water requirements [8]), and number of complaints [6,23].

Finally, an aspect of great importance and common to the majority of articles reviewed are the explanatory factors. These are defined as any element or variable that can explain the values obtained by an indicator as long as they do not play an active role in the analysis stage. Its identification and analysis is of great importance to evaluate the proper functioning of the service analysis, since the value of the indicator variable has to be related to the differences between a correct procedure. The most used context variables are demography, economy, or characteristics of the supply system.

### 3. Method

To determine the efficiency of each sector of the distribution network and the efficiency of each input, desired output, and undesirable output, the chosen model is the data-envelopment-analysis weighted-Russell-directional-distance (DEA-WRDD) model [94–96]. It is based on a directional distance function combined with a non-parametric DEA model [95].



In this study, each sector of the distribution network is considered using a vector  $x \in \mathfrak{R}_+^N$  to produce two types of output vectors: desired outputs, indicated by the vector  $y \in \mathfrak{R}_+^M$ , and undesirable outputs, represented by the vector  $b \in \mathfrak{R}_+^J$  [96].

$$T = \{(x, y, b) : x \text{ can produce } (y, b)\} \quad (1)$$

$$(x, y, b) \in T \text{ and } y' \leq y \rightarrow (x, y', b) \in T \quad (2)$$

$$\text{if } (x, y, b) \in T \text{ and } 0 \leq \theta \leq 1, \text{ then } (x, \theta y, \theta b) \in T \quad (3)$$

$$\text{if } (x, y, b) \in T \text{ and } b = 0, \text{ then } y = 0 \quad (4)$$

Formally, the technology reference set ( $T$ ) has to meet a series of assumptions [97]. The first one is the free availability of the desired outputs, as shown in Equation (2). That is, it is possible to reduce the desired outputs without having to reduce the undesirable outputs. The second one refers to the weak availability of undesirable outputs, as shown in Equation (3). That is, it is feasible to proportionally reduce the amount of desired and undesirable outputs. Finally, the third assumption is that the desired and undesirable outputs satisfy the axiom null-jointness, as shown in Equation (4). That is, the desired outputs cannot be produced without producing undesirable outputs at the same time [98].

The objective of the distance function, shown in Equation (5), is to increase the desired outputs while decreasing the undesirable inputs and outputs:

$$\bar{D}(x, y, b; g) = \sup \{\rho \mid (x + \rho g_x, y + \rho g_y, b - \rho g_b) \in T\} \quad (5)$$

where the vector  $g = (g_x, g_y, g_b) = (-x, y - b)$  determines the directions in which the levels of inputs, desired outputs, and undesirable outputs are modified.

Likewise,  $\rho$  reflects the distance between the unit analysed (in this study, the sector of the distribution network) and the frontier. If this unit is on the frontier, then  $\bar{D}(x, y, b; g) = 0$  and therefore the sector is efficient. However, if  $\bar{D}(x, y, b; g) > 0$ , then the sector is inefficient [95].

The DEA-WRDD model is based on the assumption that  $k = 1, \dots, K$  and uses inputs  $x^k = (x_1^k, x_2^k, \dots, x_N^k) \in \mathfrak{R}_+^N$  to produce the desired outputs  $y^k = (y_1^k, y_2^k, \dots, y_M^k) \in \mathfrak{R}_+^M$  and the undesirable outputs  $b^k = (b_1^k, b_2^k, \dots, b_J^k) \in \mathfrak{R}_+^J$ . Thus, the calculation of the efficiency of each sector is carried out as described in Equation (6) [96]

$$\bar{D}(x^{k'}, y^{k'}, b^{k'}; g) = \rho^{k'} = \max \sum_{n=1}^N \omega_n^{k'} \beta_n^{k'} + \sum_{m=1}^M \omega_m^{k'} \beta_m^{k'} + \sum_{j=1}^J \omega_j^{k'} \beta_j^{k'} \quad (6)$$

s.t

$$\sum_{k+1}^K z^k y_m^k \geq y_m^{k'} + \beta_m^{k'} g_{ym} \quad m = 1, \dots, M$$

$$\sum_{k+1}^K z^k b_j^k = b_j^{k'} + \beta_j^{k'} g_{bj} \quad j = 1, \dots, J$$

$$\sum_{k+1}^K z^k x_n^k \leq x_n^{k'} + \beta_n^{k'} g_{xn} \quad n = 1, \dots, N$$

$$\sum_{k+1}^K z^k = 1 \quad k = 1, \dots, K$$

$$z^k \geq 0 \quad k = 1, \dots, K$$

where  $\beta_n^{k'}$ ,  $\beta_m^{k'}$ , and  $\beta_j^{k'}$  are the individual inefficiency values for each input  $x_n$ , each desired output  $y_m$ , and each undesirable output  $b_j$ , respectively.

The coefficients  $\omega_n$ ,  $\omega_m$ , and  $\omega_j$  indicate the weights assigned to each of the inputs, desired outputs, and undesirable outputs, respectively. Although there are methods to assign weights to a set of variables all sectors in the present study have the same weights for the inputs, desired outputs, and undesirable outputs, assuming that all variables are of equal importance.

Finally, the DEA–WRDD model in Equation (6) includes the convexity constraint under the assumption of variable returns to scale (VRS). In this way, the model is a combination of the DDF and non-radial models, based on the VRS, and it works on the assumption that the inefficiency of any DMU can be decreased while decreasing the inputs and undesirable outputs and increasing desirable outputs.

#### 4. Data and Variables

All the data in this study were provided by EMIVASA, the company that manages the water distribution network of the city of Valencia. The data provided by the company were limited to the period from October 2015 to October 2016.

In order to apply the method described in the previous section, the first step is to define the decision-making units. The present defines the DMUs as the individual sectors of the distribution network, with each sector being an independent unit. Together, these units form the supply network, and each unit has its own characteristic data setting it apart from the rest.

The availability of the data determined the number of sectors in the sample. Of the 47 sectors in the city of Valencia, only 29 sectors had detailed enough data to be able to apply the model. This is because, in the data provided, not all sensors had yet been installed in all sectors of the sample. The 29 sectors are numbered, since the company, for confidentiality reasons, has not identified them by name.

The selection of inputs, desired outputs, and undesirable outputs is always a challenge, depending on existing literature, the analyst's criteria, and data availability. In the present case, the last factor mentioned was decisive in the selection of the two inputs, one desired output, and three undesirable outputs used (see Figure 1). This is because the study is strictly based on the variables provided by the company EMIVASA.

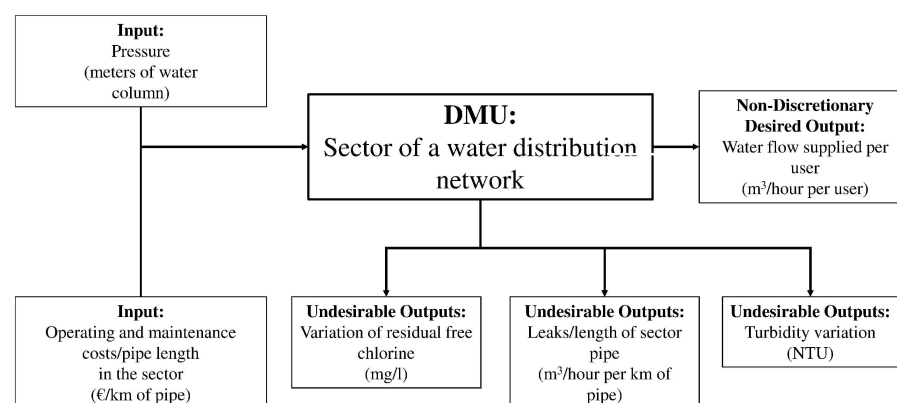


Figure 1. Classification of sectors into efficiency levels.

In spite of this, the variables used find support in the efficiency evaluation studies within the framework of the efficiency of the water distribution network: operating and maintenance costs [2–6,8,13,23–25,37,42], water flow supplied (water quantity) [3–6,8,23,25], leaks [3,14,26,42], pipe length of the sector [2,6–8,13,14,26,42], and number of users in the sector [4,6,8,13,25]. Like other studies in the literature [37], variables related to quality that have also been used in the literature on water distribution quality and health, are included: turbidity variation [75–81], variation of residual free chlorine [79,82–89], and pressure [90–93].

Regarding the chosen variables, it should be noted that:

- Sectors were divided by the length of the pipes in the sector to work with the unit value, since there were many differences in size between the sectors in operation and maintenance costs.
- The flow (defined as “delivered water flow divided by number of users”) was not considered a discretionary or controllable output, but as a non-discretionary (or exogenously fixed) desired output; that is, managers cannot modify its level given that the demand that users require must be supplied.

The variables, constructed in this way, allow all sectors to be compared regardless of their size.

The water quality variables (provided by the company) indicate how these quality parameters change from the exit of the drinking water treatment plant to the DMU. In this context, they represent a loss of quality and have a negative impact on public health, which is why they are considered an undesirable output.

Table 1 provides the descriptive statistics for the variables. Spearman’s correlation coefficient was used to ensure that there was no correlation between these variables within each analysis period.

**Table 1.** Descriptive statistics for the variables (from Oct-2015 to Sep-2016).

		Inputs				Desired Outputs	
		Pressure		Operating and Maintenance Costs/Pipe Length of the Sector		Flow Supplied/Users	
Quarter	(Meters of Water Column)	(€/km Pipe)				(m <sup>3</sup> /Hour per Users)	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	
2015 4th	104,024	17,148	413,271	468,980	0.142	0.470	
2016 1st	105,278	23,592	446,036	449,470	0.143	0.462	
2016 2nd	102,278	13,359	489,726	597,668	0.136	0.416	
2016 3rd	99,715	12,356	548,224	923,062	0.128	0.364	
		Undesirable Outputs					
Quarter	Leaks/Pipe Length of Sector (m <sup>3</sup> /Hour Per km Pipe)	Turbidity Variation (NTU)		Variation of Residual Free Chlorine (mg/L)			
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	
2015 4th	2921	1641	1272	0.860	1302	0.486	
2016 1st	2919	1706	0.783	0.336	1229	0.555	
2016 2nd	2865	1398	0.401	0.273	1328	0.407	
2016 3rd	3070	0.364	0.329	0.280	1340	0.383	

Finally, mention should be made that the number of DMUs limits the number of variables that can be used in the analysis. This limitation was determined by Cooper’s rule, which is defined as  $n \geq \max\{m \times s, 3 \times (m + s)\}$ , where  $n$  is the number of DMUs,  $m$  is the number of inputs, and  $s$  is the number of outputs [99]. Therefore, with a sample of 29 DMUs, this study obeyed Cooper’s rule because  $29 \geq \max\{2 \times 4, 3 \times (2 + 4)\}$ , this is,  $29 \geq \max\{4, 18\}$ .

In addition, given that EMIVASA provided data on the number of users, the length (in kilometres) of the pipelines in each sector, and kilometres of pipelines reviewed, for each of the sectors studied (DMUs) (see Appendix A Table A2), this makes it possible to carry out a second-stage analysis based on ANOVA.

## 5. Results for Case Study

The DEA–WRDD model presented in Section 3 was applied to the geographical area of the study, the city of Valencia, using the variables described in Section 4, to obtain the efficiency of each sector (DMU) of the water distribution network. Table 2 shows the overall efficiency of the 29 sectors. A value of 0 indicates that the sector is efficient. The further this value is from 0, the larger the inefficiency is.

**Table 2.** Results of overall efficiency.

DMU	4th Quarter	1st Quarter	2nd Quarter	3rd Quarter
	2015	2016	2016	2016
1	0.387	0	0	0.397
2	0.213	0.092	0.199	0.414
3	0	0	0	0
4	0	0	0	0
5	0.482	0.325	0	0.473
6	0	0	0	0
7	0.262	0	0.347	0.44
8	0.237	0	0.139	0.381
9	0.387	0.334	0.305	0.447
10	0.128	0.282	0	0.45
11	0.278	0	0.274	0
12	0.265	0.157	0.275	0.503
13	0.377	0	0.205	0.431
14	0	0	0	0
15	0	0	0	0.233
16	0.134	0	0	0
17	0	0	0	0
18	0.064	0	0	0.246
19	0.34	0.308	0.434	0
20	0.218	0	0.167	0.424
21	0.468	0.344	0	0.281
22	0	0	0	0.076
23	0.356	0.26	0.373	0.455
24	0.373	0	0.226	0
25	0.16	0	0	0.292
26	0	0	0	0
27	0.205	0.054	0	0.387
28	0.303	0.156	0.324	0.473
29	0.22	0.148	0	0.336
Mean	0.202	0.085	0.113	0.246
SD	0.158	0.127	0.147	0.201

The network sectors that are efficient in all quarters account for 20%, whereas the sectors classified as inefficient in all quarters make up 17% (the rest, 63%, are classified as inefficient in at least one quarter). The efficiency is generally lower in the fourth and third quarters than in the second and third quarters. Furthermore, in the third quarter, the efficiency is lower than the initial efficiency.

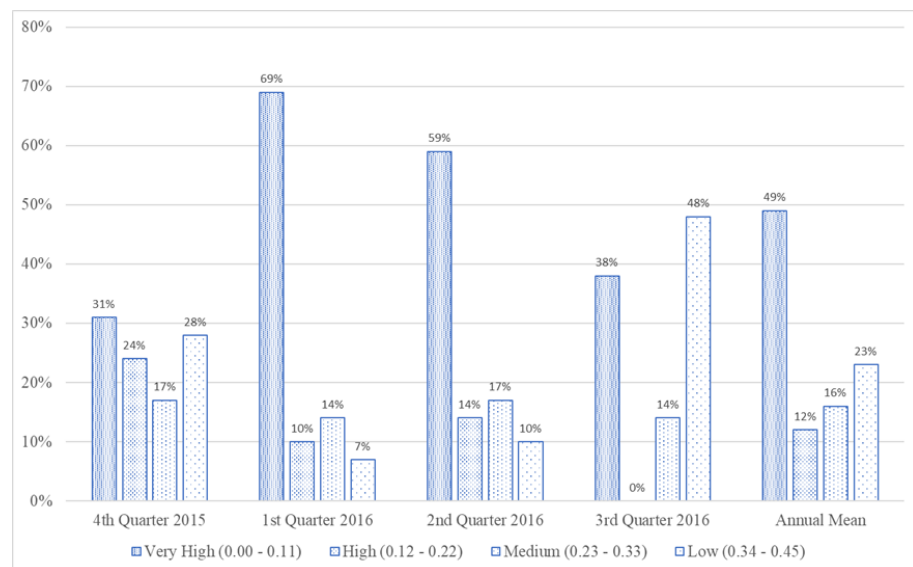
Table 3 shows the percentages of efficient sectors per quarter, the mean values, the standard deviation per quarter, and the annual mean value. On average, the percentage of efficient network sectors is 44%. The quarters with the highest percentage of efficient sectors are the first and second quarters. Thus, the average value of inefficiency falls into the first quarter before increasing. This increase is particularly notable from the second to the third quarter.

**Table 3.** Efficient DMUs evolution in percentage.

	4th Quarter 2015	1st Quarter 2016	2nd Quarter 2016	3rd Quarter 2016	Annual Mean
Efficient Sectors (%)	0.28	0.59	0.59	0.31	0.44
Mean	0.2	0.08	0.11	0.25	0.16
SD	0.16	0.13	0.15	0.2	0.16

Figure 2 shows the percentage of efficient sectors in each quarter in terms of four efficiency levels from very high to low. The average annual value is also to check the change in the efficiency level of each sector over time. On average over the year, 49% of the network sectors have very high efficiency.

With regard to change in efficiency over time, efficiency (irrespective of the category) improves in the first quarter, declines slightly in the second quarter, and then declines sharply in the third quarter. The medium category (0.23–0.33) is more stable over time than the other categories. Notably, there is a large decrease in efficiency in the second quarter, explained by the large increase in the low efficiency category, coupled with the decrease and absence of sectors in the very high and high categories, respectively.



**Figure 2.** Classification of sectors into efficiency levels.

Once the efficiency indices have been obtained, the objective is to evaluate the possible relationships between these measures and some explanatory variable. To do this, a second-stage analysis was applied to the results obtained using the DEA–WRDD model and to two characterizing variables of urban water distribution networks, namely the density (understood as the number of users per kilometer of pipes) and the kilometers of pipeline revised (specifically, the percentage of the pipelines of the network that during the study period (annual) were reviewed to check the level of leaks in the sector). Among the options offered by the literature, a one-way analysis of variance (ANOVA) was considered appropriate.

The analysis of variance tries to identify if there are significant differences between the mean values of the variables “density” and “kilometres of pipes reviewed” as a function of the efficiency indices obtained. In the Tables 4 and 5, we can see how, with 5% significance, the F statistic leads to rejecting the null hypothesis of equality of means between the two groups, and it can be accepted that the differences observed in the mean values for the reference indices of the different groups are not random.

As mentioned in Section 3, one of the main advantages of the DEA–WRDD model is that it gives an efficiency value for each variable. Table A1 in the Appendix shows the efficiency of each variable by quarter. The desired output “Flow supplied per user” is not included because it is a non-discretionary variable (managers cannot modify its level because it is determined by user’s demand). To interpret the results, the criteria explained above (for Table 2) are followed: a value equal to 0 indicates that the variable is efficient, while the further it is from 0, the greater the inefficiency is. To show the efficiency of each variable, the mean values by quarter are summarized in Figure 3.

The annual efficiency values for the inputs show that the pressure variable ( $P$ ) is more efficient than the operating and maintenance costs per length of pipe in the sector ( $O\&M$ ) variable. However, the values of  $P$  reflect a decrease in the mean value of quarterly efficiency. For the  $O\&M$  variable, the average value of efficiency improves in the first quarter and subsequently decreases in the second quarter and, especially, the third quarter.

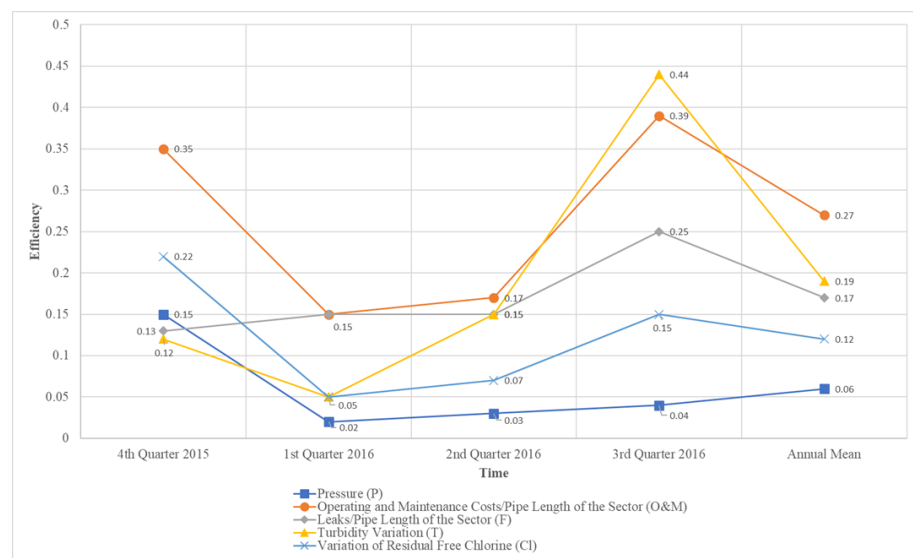
The undesirable outputs have similar annual mean values. Variable  $F$  shows an improvement in efficiency in the first quarter, which remains constant in the second quarter and then decreases in the third quarter. The variables  $F$  and  $Cl$  improve in terms of efficiency in the first quarter, then decrease in the second and third quarters. This decrease in efficiency is more pronounced for variable  $T$  than for the other variables.

**Table 4.** Analysis of Variance ANOVA: KMs revised pipes.

Groups	N	Sum	Mean	Variance		
Annual average efficiency	29	4.68	0.1614	0.0149		
% KMs revised pipes	29	28.40	0.9793	0.0410		
Sources of Variations	Sum Sq	Df	Mean Sq	F-test	P-Level	Crit F-Value
Between groups	9.7006	1	9.7006	346.9311	0.0000	4.0130
Within groups	1.5658	56	0.0280			
Total	11.2665	57				

**Table 5.** Analysis of Variance ANOVA: Users/KMs of network.

Groups	N	Sum	Mean	Variance		
Annual average efficiency	29	4.68	0.1614	0.0149		
Users/KMs of network	29	8372	288.7002	42,318.4238		
Sources of Variations	Sum Sq	Df	Mean Sq	F-Test	P-Level	Crit F-Value
Between groups	9.7006	1	9.7006	346.9312	0.0000	4.0130
Within groups	1,184,916	56	21,159.2194			
Total	2,392,109	57				

**Figure 3.** Efficiency results of the variables: Mean.

## 6. Discussion

The results shown in Table 2 provide evidence that the sectors' efficiency decreases in the second and third quarters (after an increment in the first quarter). Furthermore, the analysis of efficiency by variables reveals the same pattern as that observed for general efficiency. A possible explanation of this trend in the value of inefficiency could be the presence of seasonality in water consumption (in the city of Valencia, in summer, water consumption is reduced by between 5% and 10% compared to the annual average [1]) or the temperature in these quarters (the higher the temperature, the more pipe breaks that increase leakage, which in turn leads to an increase in turbidity and a decrease in free chlorine residual [100–103]).

Although these aspects are not considered in this paper, a possible explanation for the efficiency results obtained is the possible relationship between temperature and efficiency. Starting from the initial state of the fourth quarter of 2015 (from October to December), the efficiency reaches its maximum in the winter months (first and second quarters of 2016, from January to March) to later decrease in the following two quarters as the temperature increases. The justification is that the higher the temperature, the greater the risk of leaks and a possibly greater turbidity variation and more residual free chlorine decrease.



It may be relevant to note that the first and second quarters show the same percentage of efficient sectors, but the average value of efficiency decreases (see Table 3), which already represents a slight trend that may indicate the aforementioned possible relationship between efficiency and temperature.

Regarding the second-stage analysis, the ANOVA analysis (see Tables 4 and 5) points to the existence of a link between higher efficiency and, on the one hand, revised kilometres of pipes and, on the other, users per kilometre of pipes (density): the corresponding average efficiency index of the sectors with a higher percentage of revised pipe kilometres and the sectors with a higher density are clearly shown, always on average, above the sectors with a lower percentage of revised pipe kilometres or with lower density. Since pipe density is related to population density, the relationship noted should not be surprising since population density, as a factor that defines one of the particular characteristics of the surroundings, has a statistically significant impact on the indexes of efficiency [34].

These results make it possible to verify the influence of these factors on the efficiency indicators obtained through DEA-WRDD.

Concerning inputs, the results of the efficiency analysis applied to the variables indicate that not all of them are used efficiently. The efficiency values for the inputs show that the pressure variable ( $P$ ) is used more efficiently than  $O\&M$  variable. This greater efficiency may be because, in comparative terms, the  $P$  input remains more constant than the  $O\&M$  input since it is a “service variable” that is regulated and that must meet the established value to guarantee users a certain water pressure level [104]. The  $O\&M$  input depends on other factors such as age, useful life, material, temperature, and so on. Therefore, it experiences some variations.

The undesirable outputs ( $F$ ,  $T$ , and  $Cl$ ) have similar annual mean values, and the variation in residual free chlorine and leaks per length of sector pipe generate fewer inefficiencies than turbidity variation. This similarity is because, according to the principles of hydraulics, they are “service variables” that are closely related to each other. Variable  $F$ , which has the highest annual inefficiency, affects turbidity variation directly and proportionally and the level of chlorine inversely [104,105].

Therefore, in order to improve the overall efficiency of each sector, it is necessary to act on the variables or sets of variables with the highest inefficiency values. On one hand, in general, implementing measures that reduce  $O\&M$  costs will improve efficiency more than implementing measures that improve pressure. On the other hand, given that the average values of the undesired outputs are similar, acting on any of them will generate an increase in overall efficiency. However, it would be necessary to analyze the results of each sector in order to make the best decision to improve the efficiency of that sector.

All in all, this study has certain limitations related to the data. One is that available data only refer to one year, and it is impossible to verify the existence of seasonality. Another is the number of variables used, as we consider using only five variables to be weak and insufficient, but these variables are the ones that the company decided to provide us with. On the other hand, given that the objective of this work is basically to transfer a methodology for the management of sectorized water distribution networks, the companies that apply it in the future will have and will be able to use more variables for periods and stakeholder and sectors of interest.

## 7. Conclusions

The sectorization of hydraulic networks, among other advantages, allows a better and earlier detection of possible anomalies in the networks and allows limiting the operating range in case of repairs and maintenance work, thus minimizing the inconvenience to neighbor if work is needed. In addition, sectorizing the water network allows maintaining continuous control of the flows that run through each area, avoiding unnecessary water losses and consumption and achieving significant savings in drinking water. Thus, with sectorization, it is possible to improve hydraulic performance and control over parameters that affect water quality.

However, we are not aware that the literature has addressed the issue of sectorization efficiency, despite being of great importance to optimize the use of a scarce resources such as water for urban use. This lack of studies is more noticeable regarding the efficiency of the networks that have already been sectorized.

On this basis, the aim (and novelty) of this work is to provide a methodology to analyze the efficiency of networks by focusing on individual sectors (DMUs are considered each sector of the city's distribution network as an independent unit of analysis) and applying the data-envelopment-analysis weighted-Russell-directional-distance (DEA-WRDD) model.

Unlike the previous models (which have the limitation of that they cannot provide individual (in)efficiency scores by variables), the advanced model WRDD addresses all these issues to make better management decisions. In this way, the main advantage of the model is that it combines Directional Distance Function (DDF) along with a non-radial model used in the evaluation of each variable contribution to inefficiency component. This makes it possible to understand its impact on changes in the efficiency of the decision-making units.

The application of the DEA-WRDDM model to sectorized water distribution networks may allow optimizing resources when it comes to improving management and efficiency. In the first place, knowing the comparative efficiency of each sector of the water distribution network allows deciding which sectors to act on to improve efficiency as a priority. Second, the WRDDM shows the efficiency of each variable. With this information, it is possible to know which variables or sets of variables determined the overall efficiency. Then, managers may use this information to improve efficiency and optimize the water distribution sector.

The city of Valencia was chosen as the study area. Valencia's distribution network has 47 sectors and serves a population of almost 800,000 inhabitants. Based on the data provided by EMIVASA and a review of the literature, two inputs (pressure and operating and maintenance costs by length of pipe in the sector), one desired output (flow supplied/users), and three undesirable outputs (leaks/pipe length of the sector, turbidity variation, and variation in residual free chlorine) were chosen (obviously, in a future application, the water supply management companies may use different variables depending on their business objectives).

In the particular case analyzed, the results of the DEA-WRDDM analysis point to the existence of a seasonality factor in efficiency and show that almost half of the sectors analyzed have a very high efficiency, although the results of the analysis applied to each of the variables indicate that not all of these are used efficiently.

This methodology can be useful for water utilities. The specific results obtained by applying the DEA-WRDD model can allow managers to detect in which sectors of the water distribution network and in which specific variables they need to act in order to improve the efficiency of the service.

Information on the efficiency level of each network sector may allow managers to objectively determine which sectors should be prioritized over others when making investments and improvements. Furthermore, as the DEA-WRDD model gives the efficiency of each analyzed variable. Moreover, as the DEA-WRDD model provides the (in)efficiency of each variable analyzed and the (in)efficiency of each variable in each sector, it may be possible to detect which variable results in a lower level of efficiency. By doing so, specific measures or actions can be taken to improve the efficiency of variable, of the sector, and of the network.

Finally, as future lines of research, if the company provided us with a longer time series, we would study the existence (or not) of seasonality of efficiency. Likewise, with temporal data of the sectors, we could apply a panel data model to estimate the variables on which the efficiency of water distribution network sectors depends (age or materials of the pipes, percentage of revised pipes, density understood as users per km of pipes, investments made in the sector, seasonality in water consumption, temperature, etc.). Such research could provide a detailed explanation of the results presented here. Regardless of obtaining new data, with data used for this study, we propose carrying out an analysis of



efficiency using a Fuzzy Data Envelopment Analysis (Fuzzy-DEA) to relax the assumption that flow is a non-discretionary and non-controlling factor.

**Author Contributions:** J.A.P.-G., V.A.-L. and R.F.-P. have contributed equally to the conceptualization, methodology, and formal analysis. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

**Funding:** This research received no external funding.

**Institutional Review Board Statement:** Not applicable.

**Informed Consent Statement:** Not applicable.

**Data Availability Statement:** The data were obtained through a confidentiality agreement with the company EMIVASA—Aguas de Valencia.

**Acknowledgments:** The authors acknowledge the support given by by EMIVASA, a public–private company that is made up of the Valencia City Council and the Global Omnium—Grupo Aguas de Valencia.

**Conflicts of Interest:** The authors declare no conflict of interest.

### Abbreviations

The following abbreviations are used in this manuscript:

DDF	Directional Distance Function
DEA–WRDD	Data envelopment analysis weighted Russell directional distance model
DMA	District metered area
DMU	Decision-making unit
VRS	Variable returns to scale
WaSCs	Water and sewerage companies
WDN	Water distribution network
WDS	Water distribution system
WNS	Water network sectorization

## Appendix A

**Table A1.** Efficiency of the variables by quarter.

DMU	Pressure		Operating and Maintenance Costs/Pipe Length of the Sector		Leaks/Pipe Length of the Sector		Turbidity Variation		Variation of Residual Free Chlorine	
	(P)	(P)	(O&M)	(O&M)	(F)	(F)	(T)	(T)	(CI)	(CI)
1	0.268	0	0.685	0	0.316	0	0.233	0	0.345	0
	0	0.065	0	0.868	0	0.604	0	0.341	0	0.035
2	0.156	0	0.477	0.179	0	0.302	0.133	0.459	0.199	0.166
	0.086	0.11	0.179	0.868	0.153	0.446	0	0.56	0	0.012
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0.204	0	0.933	0	0.484	0	0.176	0	0.529	0
	0.081	0	0.733	0.956	0.692	0.781	0	0.541	0.036	0.08
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0.256	0.087	0.304	0.513	0.274	0.627	0.16	0.554	0.297	0
	0	0.034	0	0.804	0	0.38	0	0.645	0	0.357
8	0.205	0	0.532	0.247	0	0.079	0.234	0.381	0.081	0
	0	0.07	0	0.719	0	0	0	0.897	0	0.205

Table A1. Cont.

DMU	Pressure		Operating and Maintenance Costs/Pipe Length of the Sector		Leaks/Pipe Length of the Sector		Turbidity Variation		Variation of Residual Free Chlorine	
	(P)		(O&M)		(F)		(T)		(Cl)	
9	0.286	0	0.686	0.507	0.49	0.363	0.251	0.54	0.126	0.165
	0	0.079	0.72	0.785	0.42	0.27	0.374	0.893	0.132	0.222
10	0	0	0.513	0	0	0	0	0	0	0
	0.055	0.121	0.697	0.443	0.561	0.654	0	0.905	0	0.292
11	0.288	0.337	0.583	0.453	0.048	0.152	0	0.044	0.316	0.262
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	0.206	0.15	0.516	0.557	0	0.456	0.127	0.05	0.379	0.084
	0.141	0.074	0	0.748	0.364	0.675	0.151	0.919	0.217	0.191
13	0.231	0.021	0.598	0.215	0.082	0.305	0.256	0.372	0.681	0.197
	0	0.02	0	0.518	0	0.773	0	0.716	0	0.292
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0.219	0	0.252	0	0.364	0	0.452
16	0	0	0.369	0	0.022	0	0.227	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18	0	0	0.079	0	0	0	0.025	0	0.238	0
	0	0	0	0	0	0.244	0	0.834	0	0.397
19	0.352	0.207	0.358	0.704	0.258	0.681	0.222	0.555	0.494	0
	0.057	0	0.797	0	0.191	0	0.185	0	0.19	0
20	0.316	0	0.274	0.192	0.1	0.155	0.169	0.247	0.157	0.311
	0	0.178	0	0.735	0	0.322	0	0.561	0	0.29
21	0.209	0	0.86	0	0.425	0	0.145	0	0.633	0
	0	0	0.772	0.288	0.778	0.76	0.096	0.214	0.032	0.283
22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0.41	0	0.045
23	0.172	0.134	0.625	0.592	0	0.505	0.423	0.443	0.516	0.199
	0.071	0.095	0.315	0.811	0.552	0.063	0.18	0.9	0.248	0.406
24	0.328	0	0.735	0.451	0.328	0.052	0.147	0.371	0.165	0.259
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
25	0	0	0.409	0	0.178	0	0.171	0	0	0
	0	0	0	0.491	0	0.121	0	0.568	0	0.325
26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
27	0.295	0	0.122	0	0.098	0	0.188	0	0.319	0
	0.004	0.071	0.044	0.626	0.252	0.329	0	0.72	0	0.224
28	0.295	0	0.304	0.416	0.317	0.539	0.19	0.444	0.409	0.34
	0	0.062	0.072	0.833	0.415	0.541	0.094	0.726	0.319	0.228
29	0.319	0	0.08	0	0.278	0	0.064	0	0.377	0
	0.011	0.143	0.131	0.549	0.107	0.045	0.24	0.909	0.33	0.022

**Table A2.** Description of the sectors that use environmental variables.

DMU	Number of Users	Pipe Sector Length (Km)	Density (Users/Pipe Sector Length)	Revised Pipeline (Km)
1	9979	21,386	466.613672	25.6632
2	30,244	50.448	599.508405	60.5376
3	92	3.56	25.8426966	2.848
4	6695	30.397	220.251999	24.3176
5	577	2.151	268.247327	2.5812
6	16	3.103	5.15630035	2.4824
7	13,886	49.544	280.276118	59.4528
8	4482	14.248	314.570466	17.0976
9	2328	3.642	639.209226	4.3704
10	3778	14.675	257.444634	17.61
11	909	3.412	266.412661	2.7296
12	4216	18.249	231.026358	21.8988
13	488	4.401	110.88389	5.2812
14	196	2.355	83.2271762	1.884
15	2875	22.586	127.291242	18.0688
16	497	7.077	70.2274975	5.6616
17	2474	55.15	44.8594742	44.12
18	3149	16.206	194.310749	12.9648
19	5023	7.246	693.210047	8.6952
20	10,572	25.153	420.307717	30.1836
21	8536	25.819	330.609241	30.9828
22	553	6.396	86.4602877	5.1168
23	3529	23.393	150.857094	28.0716
24	11,441	18.833	607.497478	15.0664
25	3171	22.82	138.957055	18.256
26	1773	10.504	168.792841	8.4032
27	6429	10.994	584.773513	13.1928
28	21,616	39.575	546.203411	47.49
29	2684	6.11	439.279869	7.332

Source: EMIVASA.

## References

1. Madonado-Devis, M.; Almenar-Llongo, V. A Panel Data Estimation of Domestic Water Demand with IRT Tariff Structure: The Case of the City of Valencia (Spain). *Sustainability* **2021**, *13*, 1414. [\[CrossRef\]](#)
2. Abbott, M.; Cohen, B.; Wang, W.C. The performance of the urban water and wastewater sectors in Australia. *Util. Policy* **2012**, *20*, 52–63. [\[CrossRef\]](#)
3. Hernández-Sancho, F.; Molinos-Senante, M.; Sala-Garrido, R.; Del Saz-Salazar, S. Tariffs and efficient performance by water suppliers: An empirical approach. *Water Policy* **2012**, *14*, 854–864. [\[CrossRef\]](#)
4. Guerrini, A.; Romano, G.; Campedelli, B. Economies of scale, scope, and density in the Italian water sector: a two-stage data envelopment analysis approach. *Water Resour. Manag.* **2013**, *27*, 4559–4578. [\[CrossRef\]](#)
5. Kulshrestha, M.; Vishwakarma, A. Efficiency evaluation of urban water supply services in an Indian state. *Water Policy* **2013**, *15*, 134–152. [\[CrossRef\]](#)
6. Molinos-Senante, M.; Sala-Garrido, R.; Lafuente, M. The role of environmental variables on the efficiency of water and sewerage companies: A case study of Chile. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2015**, *22*, 10242–10253. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
7. Brettenny, W.; Sharp, G. Efficiency evaluation of urban and rural municipal water service authorities in South Africa: A data envelopment analysis approach. *Water SA* **2016**, *42*, 11–19. [\[CrossRef\]](#)
8. Molinos-Senante, M.; Mocholi-Arce, M.; Sala-Garrido, R. Efficiency assessment of water and sewerage companies: A disaggregated approach accounting for service quality. *Water Resour. Manag.* **2016**, *30*, 4311–4328. [\[CrossRef\]](#)
9. González-Gómez, F.; García-Rubio, M.A.; Alcalá-Olid, F.; Ortega-Díaz, M.I. Outsourcing and efficiency in the management of rural water services. *Water Resour. Manag.* **2013**, *27*, 731–747. [\[CrossRef\]](#)
10. Lo Storto, C. Are public-private partnerships a source of greater efficiency in water supply? Results of a non-parametric performance analysis relating to the Italian industry. *Water* **2013**, *5*, 2058–2079. [\[CrossRef\]](#)
11. Hon, L.Y.; Boon, T.H.; Lee, C. Productivity, efficiency and privatization in the Malaysian water industry. *J. Southeast Asian Econ.* **2014**, *31*, 292–312. [\[CrossRef\]](#)
12. Lannier, A.L.; Porcher, S. Efficiency in the public and private French water utilities: prospects for benchmarking. *Appl. Econ.* **2014**, *46*, 556–572. [\[CrossRef\]](#)
13. Suárez-Varela, M.; de los Ángeles García-Valiñas, M.; González-Gómez, F.; Picazo-Tadeo, A.J. Ownership and performance in water services revisited: does private management really outperform public? *Water Resour. Manag.* **2017**, *31*, 2355–2373. [\[CrossRef\]](#)
14. Choi, T.; Kang, K.; Koo, J. Efficiency evaluation of leakage management using data envelopment analysis. *J.-Am. Water Work. Assoc.* **2015**, *107*, E1–E11. [\[CrossRef\]](#)

15. Jeong, H.; Minne, E.; Crittenden, J.C. Life cycle assessment of the City of Atlanta, Georgia's centralized water system. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2015**, *20*, 880–891. [[CrossRef](#)]
16. Cai, Y.; Yue, W.; Xu, L.; Yang, Z.; Rong, Q. Sustainable urban water resources management considering life-cycle environmental impacts of water utilization under uncertainty. *Resour. Conserv. Recycl.* **2016**, *108*, 21–40. [[CrossRef](#)]
17. Kanakoudis, V.; Tsitsifli, S.; Cerk, M.; Banovec, P.; Samaras, P.; Zouboulis, A.I. Basic principles of a DSS tool developed to prioritize NRW reduction measures in water pipe networks. *Water Qual. Expo. Health* **2015**, *7*, 39–51. [[CrossRef](#)]
18. Kanakoudis, V.; Tsitsifli, S.; Zouboulis, A.I. WATERLOSS project: Developing from theory to practice an integrated approach towards NRW reduction in urban water systems. *Desalin. Water Treat.* **2015**, *54*, 2147–2157. [[CrossRef](#)]
19. Cardoso, M.; Poças, A.; Silva, M.; Ribeiro, R.; Almeida, M.; Brito, R.; Coelho, S.; Alegre, H. Innovation results of IAM planning in urban water services. *Water Sci. Technol.* **2016**, *74*, 1518–1526. [[CrossRef](#)]
20. Loureiro, D.; Alegre, H.; Silva, M.; Ribeiro, R.; Mamade, A.; Poças, A. Implementing tactical plans to improve water-energy loss management. *Water Sci. Technol. Water Supply* **2017**, *17*, 381–388. [[CrossRef](#)]
21. Vilvanathan, L. Efficiency assessment of microfinance institutions: using DEA with weighted Russell directional distance model. *Benchmarking Int. J.* **2020**, *28*, 769–791.
22. Walter, M.; Cullmann, A.; von Hirschhausen, C.; Wand, R.; Zschille, M. Quo vadis efficiency analysis of water distribution? A comparative literature review. *Util. Policy* **2009**, *17*, 225–232. [[CrossRef](#)]
23. Maziotis, A.; Molinos-Senante, M.; Sala-Garrido, R. Assessing the impact of quality of service on the productivity of water industry: A Malmquist-Luenberger approach for England and Wales. *Water Resour. Manag.* **2017**, *31*, 2407–2427. [[CrossRef](#)]
24. Brettigny, W.; Sharp, G. Evaluation of the effectiveness of the National Benchmarking Initiative (NBI) in improving the productivity of water services authorities in South Africa. *Water SA* **2018**, *44*, 37–44. [[CrossRef](#)]
25. Molinos-Senante, M.; Maziotis, A.; Mocholí-Arce, M.; Sala-Garrido, R. Accounting for service quality to customers in the efficiency of water companies: evidence from England and Wales. *Water Policy* **2016**, *18*, 513–532. [[CrossRef](#)]
26. Cabrera, E., Jr.; Estruch-Juan, E.; Molinos-Senante, M. Adequacy of DEA as a regulatory tool in the water sector. The impact of data uncertainty. *Environ. Sci. Policy* **2018**, *85*, 155–162. [[CrossRef](#)]
27. Lombardi, G.; Stefani, G.; Paci, A.; Becagli, C.; Miliacca, M.; Gastaldi, M.; Giannetti, B.; Almeida, C. The sustainability of the Italian water sector: An empirical analysis by DEA. *J. Clean. Prod.* **2019**, *227*, 1035–1043. [[CrossRef](#)]
28. Garcia-Valiñas, M.A.; Muñoz, M.A. Is DEA useful in the regulation of water utilities? A dynamic efficiency evaluation (a dynamic efficiency evaluation of water utilities). *Appl. Econ.* **2007**, *39*, 245–252. [[CrossRef](#)]
29. Bian, Y.; Yan, S.; Xu, H. Efficiency evaluation for regional urban water use and wastewater decontamination systems in China: A DEA approach. *Resour. Conserv. Recycl.* **2014**, *83*, 15–23. [[CrossRef](#)]
30. Marques, R.C.; Berg, S.; Yane, S. Nonparametric benchmarking of Japanese water utilities: Institutional and environmental factors affecting efficiency. *J. Water Resour. Plan. Manag.* **2014**, *140*, 562–571. [[CrossRef](#)]
31. Nyathikala, S.A.; Kulshrestha, M. Performance and productivity measurement of urban water supply services in India. *Water Sci. Technol. Water Supply* **2017**, *17*, 407–421. [[CrossRef](#)]
32. Singh, M.R.; Mittal, A.K.; Upadhyay, V. Benchmarking of North Indian urban water utilities. *Benchmarking Int. J.* **2011**, *18*, 86–106. [[CrossRef](#)]
33. Ferreira da Cruz, N.; Marques, R.C.; Romano, G.; Guerrini, A. Measuring the efficiency of water utilities: A cross-national comparison between Portugal and Italy. *Water Policy* **2012**, *14*, 841–853. [[CrossRef](#)]
34. García-Sánchez, I.M. Efficiency measurement in Spanish local government: the case of municipal water services. *Rev. Policy Res.* **2006**, *23*, 355–372. [[CrossRef](#)]
35. Munisamy, S. Efficiency and ownership in water supply: Evidence from Malaysia. *Int. Rev. Bus. Res. Pap.* **2009**, *5*, 148–260.
36. Woodbury, K.; Dollery, B. Efficiency measurement in Australian local government: The case of New South Wales municipal water services. *Rev. Policy Res.* **2004**, *21*, 615–636. [[CrossRef](#)]
37. Kumar, S.; Managi, S. Service quality and performance measurement: evidence from the Indian water sector. *Int. J. Water Resour. Dev.* **2010**, *26*, 173–191. [[CrossRef](#)]
38. Molinos-Senante, M.; Donoso, G.; Sala-Garrido, R. Assessing the efficiency of Chilean water and sewerage companies accounting for uncertainty. *Environ. Sci. Policy* **2016**, *61*, 116–123. [[CrossRef](#)]
39. da Cruz, N.F.; Carvalho, P.; Marques, R.C. Disentangling the cost efficiency of jointly provided water and wastewater services. *Util. Policy* **2013**, *24*, 70–77. [[CrossRef](#)]
40. Benito, B.; Faura, Ú.; Guillamón, M.D.; Ríos, A.M. The efficiency of public services in small municipalities: The case of drinking water supply. *Cities* **2019**, *93*, 95–103. [[CrossRef](#)]
41. Ablanedo-Rosas, J.H.; Guerrero Campanur, A.; Olivares-Benitez, E.; Sanchez-Garcia, J.Y.; Nuñez-Ríos, J.E. Operational Efficiency of Mexican Water Utilities: Results of a Double-Bootstrap Data Envelopment Analysis. *Water* **2020**, *12*, 553. [[CrossRef](#)]
42. Molinos-Senante, M.; Donoso, G.; Sala-Garrido, R.; Villegas, A. Benchmarking the efficiency of the Chilean water and sewerage companies: A double-bootstrap approach. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2018**, *25*, 8432–8440. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
43. Kamarudin, N.; Ismail, W.R.; Ramli, N.A. Malaysian water utilities performance with the presence of undesirable output: A directional distance function approach. *J. Teknol.* **2016**, *78*. [[CrossRef](#)]
44. Gidion, D.K.; Hong, J.; Adams, M.Z.; Khoveyni, M. Network DEA models for assessing urban water utility efficiency. *Util. Policy* **2019**, *57*, 48–58. [[CrossRef](#)]

45. Cubbin, J.; Tzanidakis, G. Regression versus data envelopment analysis for efficiency measurement: An application to the England and Wales regulated water industry. *Util. Policy* **1998**, *7*, 75–85. [[CrossRef](#)]
46. Romano, G.; Guerrini, A. Measuring and comparing the efficiency of water utility companies: A data envelopment analysis approach. *Util. Policy* **2011**, *19*, 202–209. [[CrossRef](#)]
47. Al-Assa'd, T.; Sauer, J. The performance of water utilities in Jordan. *Water Sci. Technol.* **2010**, *62*, 803–808. [[CrossRef](#)]
48. Ananda, J. Evaluating the performance of urban water utilities: Robust nonparametric approach. *J. Water Resour. Plan. Manag.* **2014**, *140*, 04014021. [[CrossRef](#)]
49. Yang, J.; Liu, X.; Ying, L.; Chen, X.; Li, M. Correlation analysis of environmental treatment, sewage treatment and water supply efficiency in China. *Sci. Total Environ.* **2020**, *708*, 135128. [[CrossRef](#)]
50. Fujii, H.; Cao, J.; Managi, S. Decomposition of Productivity Considering Multi-environmental Pollutants in Chinese Industrial Sector. *Rev. Dev. Econ.* **2015**, *19*, 75–84. [[CrossRef](#)]
51. Kurniawan, R.; Managi, S. Sustainable development and performance measurement: Global productivity decomposition. *Sustain. Dev.* **2017**, *25*, 639–654. [[CrossRef](#)]
52. Fujii, H.; Managi, S. Wastewater management efficiency and determinant factors in the Chinese industrial sector from 2004 to 2014. *Water* **2017**, *9*, 586. [[CrossRef](#)]
53. Molinos-Senante, M.; G emar, G.; G omez, T.; Caballero, R.; Sala-Garrido, R. Eco-efficiency assessment of wastewater treatment plants using a weighted Russell directional distance model. *J. Clean. Prod.* **2016**, *137*, 1066–1075. [[CrossRef](#)]
54. G emar, G.; G omez, T.; Molinos-Senante, M.; Caballero, R.; Sala-Garrido, R. Assessing changes in eco-productivity of wastewater treatment plants: The role of costs, pollutant removal efficiency, and greenhouse gas emissions. *Environ. Impact Assess. Rev.* **2018**, *69*, 24–31. [[CrossRef](#)]
55. Fuentes, R.; Molinos-Senante, M.; Hern andez-Sancho, F.; Sala-Garrido, R. Analysing the efficiency of wastewater treatment plants: The problem of the definition of desirable outputs and its solution. *J. Clean. Prod.* **2020**, *267*, 121989. [[CrossRef](#)]
56. Delgado-Antequera, L.; G emar, G.; Molinos-Senante, M.; G omez, T.; Caballero, R.; Sala-Garrido, R. Eco-efficiency assessment of municipal solid waste services: Influence of exogenous variables. *Waste Manag.* **2021**, *130*, 136–146. [[CrossRef](#)]
57. Molinos-Senante, M.; Sala-Garrido, R. Decomposition of productivity growth of water and sewerage companies: An empirical approach for Chile. *Water Resour. Manag.* **2017**, *31*, 4309–4321. [[CrossRef](#)]
58. Zhang, K.; Yan, H.; Zeng, H.; Xin, K.; Tao, T. A practical multi-objective optimization sectorization method for water distribution network. *Sci. Total Environ.* **2019**, *656*, 1401–1412. [[CrossRef](#)]
59. Khoa Bui, X.; S Marlim, M.; Kang, D. Water network partitioning into district metered areas: A state-of-the-art review. *Water* **2020**, *12*, 1002. [[CrossRef](#)]
60. Burrows, R.; Crowder, G.; Zhang, J. Utilisation of network modelling in the operational management of water distribution systems. *Urban Water* **2000**, *2*, 83–95. [[CrossRef](#)]
61. Campbell, E.; Izquierdo, J.; Montalvo, I.; P erez-García, R. A novel water supply network sectorization methodology based on a complete economic analysis, including uncertainties. *Water* **2016**, *8*, 179. [[CrossRef](#)]
62. Hajebi, S.; Song, H.; Barrett, S.; Clarke, A.; Clarke, S. Towards a reference model for water smart grid. *Int. J. Adv. Eng. Sci. Technol.* **2013**, *2*, 310–317.
63. Di Nardo, A.; Di Natale, M.; Santonastaso, G.F. A comparison between different techniques for water network sectorization. *Water Sci. Technol. Water Supply* **2014**, *14*, 961–970. [[CrossRef](#)]
64. Di Nardo, A.; Di Natale, M. A heuristic design support methodology based on graph theory for district metering of water supply networks. *Eng. Optim.* **2011**, *43*, 193–211. [[CrossRef](#)]
65. Di Nardo, A.; Di Natale, M.; Santonastaso, G.F.; Tzatchkov, V.G.; Alcocer-Yamanaka, V.H. Water network sectorization based on a genetic algorithm and minimum dissipated power paths. *Water Sci. Technol. Water Supply* **2013**, *13*, 951–957. [[CrossRef](#)]
66. Di Nardo, A.; Di Natale, M.; Santonastaso, G.F.; Tzatchkov, V.G.; Alcocer-Yamanaka, V.H. Water network sectorization based on graph theory and energy performance indices. *J. Water Resour. Plan. Manag.* **2014**, *140*, 620–629. [[CrossRef](#)]
67. Vasilic, Z.; Stanic, M.; Kapelan, Z.; Prodanovic, D.; Babic, B. Uniformity and heuristics-based DeNSE method for sectorization of water distribution networks. *J. Water Resour. Plan. Manag.* **2020**, *146*, 04019079. [[CrossRef](#)]
68. Gilbert, D.; Abraham, E.; Montalvo, I.; Piller, O. Iterative multistage method for a large water network sectorization into DMAs under multiple design objectives. *J. Water Resour. Plan. Manag.* **2017**, *143*, 04017067. [[CrossRef](#)]
69. Campbell, E.; Izquierdo, J.; Montalvo, I.; Ilaya-Ayza, A.; P erez-García, R.; Tavera, M. A flexible methodology to sectorize water supply networks based on social network theory concepts and multi-objective optimization. *J. Hydroinform.* **2016**, *18*, 62–76. [[CrossRef](#)]
70. Cabrera Rochera, E.; Dane, P.; Haskins, S.; Theuretzbacher-Fritz, H. Benchmarking para servicios de agua. Guiando a los prestadores de servicios hacia la excelencia. In *Colecci on Manual de Referencia*; Editorial Universitat Polit cnica de València: Valencia, Spain, 2014.
71. Cabrera-Rochera, E. *Indicadores de Desempeño Para Servicios de Abastecimiento de Agua*; Editorial Universitat Polit cnica de València: Valencia, Spain, 2018.
72. Berg, S.; Marques, R. Quantitative studies of water and sanitation utilities: A benchmarking literature survey. *Water Policy* **2011**, *13*, 591–606. [[CrossRef](#)]



73. De Witte, K.; Marques, R.C. Big and beautiful? On non-parametrically measuring scale economies in non-convex technologies. *J. Product. Anal.* **2011**, *35*, 213–226. [CrossRef]
74. Cabrera, E.; Pardo, M.A.; Cabrera, E., Jr.; Cobacho, R. Agua y energía en España. Un reto complejo y fascinante. *Ing. Agua* **2010**, *17*, 235–246. [CrossRef]
75. McCoy, W.F.; Olson, B.H. Relationship among turbidity, particle counts and bacteriological quality within water distribution lines. *Water Res.* **1986**, *20*, 1023–1029. [CrossRef]
76. Schwartz, J.; Levin, R. Drinking water turbidity and health. *Epidemiology* **1999**, *10*, 86–90. [CrossRef]
77. Gauthier, V.; Barbeau, B.; Tremblay, G.; Millette, R.; Bernier, A.M. Impact of raw water turbidity fluctuations on drinking water quality in a distribution system. *J. Environ. Eng. Sci.* **2003**, *2*, 281–291. [CrossRef]
78. Egorov, A.; Naumova, E.; Tereschenko, A.; Kislitsin, V.; Ford, T. Daily variations in effluent water turbidity and diarrhoeal illness in a Russian city. *Int. J. Environ. Health Res.* **2003**, *13*, 81–94. [CrossRef] [PubMed]
79. Nouri, A.; Shahmoradi, B.; Dehestani-Athar, S.; Maleki, A. Effect of temperature on pH, turbidity, and residual free chlorine in Sanandaj Water Distribution Network, Iran. *J. Adv. Environ. Health Res.* **2015**, *3*, 188–195.
80. Blokker, E.; Schaap, P. Particle accumulation rate of drinking water distribution systems determined by incoming turbidity. *Procedia Eng.* **2015**, *119*, 290–298. [CrossRef]
81. Hsieh, J.L.; Nguyen, T.Q.; Matte, T.; Ito, K. Drinking water turbidity and emergency department visits for gastrointestinal illness in New York City, 2002–2009. *PLoS ONE* **2015**, *10*, e0125071. [CrossRef]
82. Rossman, L.A.; Clark, R.M.; Grayman, W.M. Modeling chlorine residuals in drinking-water distribution systems. *J. Environ. Eng.* **1994**, *120*, 803–820. [CrossRef]
83. Constans, S.; Brémond, B.; Morel, P. Simulation and control of chlorine levels in water distribution networks. *J. Water Resour. Plan. Manag.* **2003**, *129*, 135–145. [CrossRef]
84. Castro, P.; Neves, M. Chlorine decay in water distribution systems case study—lousada network. *Electron. J. Environ. Agric. Food Chem.* **2003**, *2*, 261–266.
85. Tabesh, M.; Azadi, B.; Roozbahani, A. Quality management of water distribution networks by optimizing dosage and location of chlorine injection. *Int. J. Environ. Res.* **2011**, *5*, 321–332.
86. Islam, N.; Sadiq, R.; Rodriguez, M.J. Optimizing booster chlorination in water distribution networks: a water quality index approach. *Environ. Monit. Assess.* **2013**, *185*, 8035–8050. [CrossRef] [PubMed]
87. Li, X.; Gu, D.M.; Qi, J.Y.; Ukita, M.; Zhao, H.B. Modeling of residual chlorine in water distribution system. *J. Environ. Sci.* **2003**, *15*, 136–144.
88. Zhao, Y.; Yang, Y.J.; Shao, Y.; Neal, J.; Zhang, T. The dependence of chlorine decay and DBP formation kinetics on pipe flow properties in drinking water distribution. *Water Res.* **2018**, *141*, 32–45. [CrossRef]
89. Javadinejad, S.; Ostad-Ali-Askari, K.; Jafary, F. Using simulation model to determine the regulation and to optimize the quantity of chlorine injection in water distribution networks. *Model. Earth Syst. Environ.* **2019**, *5*, 1015–1023. [CrossRef]
90. Kurek, W.; Ostfeld, A. Multi-objective optimization of water quality, pumps operation, and storage sizing of water distribution systems. *J. Environ. Manag.* **2013**, *115*, 189–197. [CrossRef]
91. He, P.; Tao, T.; Xin, K.; Li, S.; Yan, H. Modelling water distribution systems with deficient pressure: an improved iterative methodology. *Water Resour. Manag.* **2016**, *30*, 593–606. [CrossRef]
92. Gonelas, K.; Chondronasios, A.; Kanakoudis, V.; Patelis, M.; Korkana, P. Forming DMAs in a water distribution network considering the operating pressure and the chlorine residual concentration as the design parameters. *J. Hydroinform.* **2017**, *19*, 900–910. [CrossRef]
93. Khatavkar, P.; Mays, L.W. Model for real-time operations of water distribution systems under limited electrical power availability with consideration of water quality. *J. Water Resour. Plan. Manag.* **2018**, *144*, 04018071. [CrossRef]
94. Chen, P.C.; Yu, M.M.; Chang, C.C.; Managi, S. *Non-Radial Directional Performance Measurement with Undesirable Outputs*; MPRA Paper; University Library of Munich: Munich, Germany, 2014.
95. Barros, C.P.; Managi, S.; Matousek, R. The technical efficiency of the Japanese banks: non-radial directional performance measurement with undesirable output. *Omega* **2012**, *40*, 1–8. [CrossRef]
96. Fujii, H.; Managi, S.; Matousek, R. Indian bank efficiency and productivity changes with undesirable outputs: A disaggregated approach. *J. Bank. Financ.* **2014**, *38*, 41–50. [CrossRef]
97. Chung, Y.H.; Färe, R.; Grosskopf, S. Productivity and undesirable outputs: a directional distance function approach. *J. Environ. Manag.* **1997**, *51*, 229–240. [CrossRef]
98. Bi, G.; Wang, P.; Yang, F.; Liang, L. Energy and environmental efficiency of China’s transportation sector: A multidirectional analysis approach. *Math. Probl. Eng.* **2014**, *2014*. Available online: <https://www.hindawi.com/journals/mpe/2014/539596/> (accessed on 30 August 2021). [CrossRef]
99. Cooper, W.; Seiford, L.; Tone, K.; Zhu, J. Some models and measures for evaluating performances with DEA: Past accomplishments and future prospects. *J. Product. Anal.* **2007**, *28*, 151–163. [CrossRef]
100. Laucelli, D.; Rajani, B.; Kleiner, Y.; Giustolisi, O. Study on relationships between climate-related covariates and pipe bursts using evolutionary-based modelling. *J. Hydroinform.* **2014**, *16*, 743–757. [CrossRef]
101. Kutylowska, M.; Orłowska-Szostak, M. Comparative analysis of water–pipe network deterioration—case study. *Water Pract. Technol.* **2016**, *11*, 148–156. [CrossRef]

102. Bruaset, S.; Sægrov, S. An analysis of the potential impact of climate change on the structural reliability of drinking water pipes in cold climate regions. *Water* **2018**, *10*, 411. [[CrossRef](#)]
103. Wols, B.; Vogelaar, A.; Moerman, A.; Raterman, B. Effects of weather conditions on drinking water distribution pipe failures in the Netherlands. *Water Supply* **2019**, *19*, 404–416. [[CrossRef](#)]
104. Hernández-Muñoz, A. *Bastecimiento y Distribución de Agua*; Colegio de Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos-Ibergarceta Publicaciones: Madrid, Spain, 2016.
105. Khadse, G.K.; Patni, P.M.; Talkhande, A.V.; Labhasetwar, P.K. Surveillance of the chemical and microbial quality of drinking water for safe water supply in an urban area. *J. Water Supply Res. Technol.—AQUA* **2016**, *65*, 220–233. [[CrossRef](#)]

## **2.5-. Estudio 4**

Palomero-González, J. A., Almenar-Llongo, V., & Fuentes-Pascual, R. (2021). A composite indicator as a proxy for measuring the quality of water supply as perceived by users for urban water services management. *Technological Forecasting and Social Change*, (Manuscrito aceptado y publicado).

Impact Factor (JCR): 8.593 (Q1).



	ITEM	José Antonio Palomero González	Vicent Almenar Llongo	Ramón Fuentes Pascual	Javier Macián
1	<b>Conceptualization</b> – Ideas; formulation or evolution of overarching research goals and aims.	60%	0%	40%	0%
2	<b>Data curation</b> – Management activities to annotate (produce metadata), scrub data and maintain research data (including software code, where it is necessary for interpreting the data itself) for initial use and later re-use.	80%	0%	20%	0%
3	<b>Formal analysis</b> – Application of statistical, mathematical, computational, or other formal techniques to analyze or synthesize study data.	0%	0%	100%	0%
4	<b>Funding acquisition</b> - Acquisition of the financial support for the project leading to this publication.	0%	0%	0%	0%
5	<b>Investigation</b> – Conducting a research and investigation process, specifically performing the experiments, or data/evidence collection.	80%	20%	0%	0%
6	<b>Methodology</b> – Development or design of methodology; creation of models.	0%	0%	100%	0%
7	<b>Project administration</b> – Management and coordination responsibility for the research activity planning and execution.	50%	50%	0%	0%
8	<b>Resources</b> – Provision of study materials, reagents, materials, patients, laboratory samples, animals, instrumentation, computing resources, or other analysis tools.	90%	0%	0%	10%
9	<b>Software</b> – Programming, software development; designing computer programs; implementation of the computer code and supporting algorithms; testing of existing code components.	0%	0%	100%	0%
10	<b>Supervision</b> – Oversight and leadership responsibility for the research activity planning and execution, including mentorship external to the core team.	30%	70%	0%	0%
11	<b>Validation</b> – Verification, whether as a part of the activity or separate, of the overall replication/reproducibility of results/experiments and other research outputs.	80%	10%	10%	0%
12	<b>Visualization</b> – Preparation, creation and/or presentation of the published work, specifically visualization/data presentation.	50%	50%	0%	0%
13	<b>Writing – original draft</b> – Preparation, creation and/or presentation of the published work, specifically writing the initial draft (including substantive translation).	60%	40%	0%	0%

14	<b>Writing – review &amp; editing</b> – Preparation, creation and/or presentation of the published work by those from the original research group, specifically critical review, commentary or revision – including pre- or post-publication stages.	40%	60%	0%	0%
----	--	-----	-----	----	----



# A composite indicator index as a proxy for measuring the quality of water supply as perceived by users for urban water services

Palomero-González José Antonio<sup>a,\*</sup>, Almenar-Llongo Vicent<sup>b</sup>, Fuentes-Pascual Ramón<sup>c</sup>

<sup>a</sup> Instituto Interuniversitario de Desarrollo Local, Universidad de Valencia, and Global Omnium Group, Spain

<sup>b</sup> Departamento de Economía, Organización de Empresas y Marketing, Universidad Católica de Valencia, Spain

<sup>c</sup> Departamento de Análisis Económico Aplicado, Universidad de Alicante, Spain

## ARTICLE INFO

### Keywords:

Water economy  
Efficiency  
Water supply management  
Water supply quality  
MCDA-DEA

## ABSTRACT

The objective of this study is to develop a composite indicator (CI) to measure the quality of water supply based on the variables that are considered to affect users' perceptions of water supply quality. The proposed CI includes six relevant aspects that determine users' perceptions of water supply quality (network quality, water quality, water price, complaints, inconvenience caused by upgrading the network, and continuity of service) in a simple, economical, and objective way, using multi-criteria decision analysis (MCDA) with weights based on data envelopment analysis (DEA). The CI was applied to 32 municipalities in the metropolitan area of Valencia (Spain). The results show the high quality of the water supply service in this area. The use of this CI to measure the quality of the water supply service may prove useful for public institutions and managers of urban water supply, giving them an instrument to improve the management, efficiency, and quality of the water services they provide.

## 1. Introduction

According to the United Nations, water is “a limited natural resource and a public good fundamental for life and health”, while “the right to safe and clean drinking water and sanitation is a human right that is essential for the full enjoyment of the right to life and all human rights” (United Nations General Assembly, 2010) such as health, food, and hygiene. For this reason, in 2010, the United Nations General Assembly recognized the right to water and sanitation as a human right (Salman, 2014) within the economic, social, and cultural rights category. Achieving this human right to water and sanitation means ensuring the availability, accessibility, quality, safety, and affordability of water to meet the requirements of acceptability, dignity, and privacy (Meier et al., 2014; Heller, 2015).

In addition to the idea that access to water is a basic human need, the influence of water quality on quality of life is also relevant. Quality of life is an important multi-dimensional concept that has gained ground in recent years. Quality of life can refer to both the specific attributes of people (such as health and education) and the conditions of the environment to which they relate, including the provision of public service infrastructures (Reig, 2015). In this sense, water quality affects people's quality of life (Papageorgiou, 1976; Myers, 1987; McMahan, 2002;

Jerome and Pius, 2010).

Drinking water quality is largely influenced by the quality of the source water (Aziz, 2005) and is associated with the conditions of the water supply networks (Kaplan et al., 2011). This study only addresses water supply, which is the phase of the urban water cycle from water catchment to users' taps, including drinking water treatment and water distribution. The phase prior to water abstraction and the phase of sanitation and wastewater treatment to return the water to the environment are not the subject of this study.

In Spain, drinking water supply is one of the most important local services provided by all municipalities, regardless of their population size. Water supply is listed in Article 26.1 of Law 7/1985 (Regulation of Competences of Local Authorities) as an essential public utility service (Benito et al., 2019). The primary responsibility of policy makers is to ensure sufficient water resources exist to supply urban populations, but the secondary aim of welfare enhancement should not be forgotten (Byrnes et al., 2010).

For all these reasons, indicators have been designed to assess the availability, quality, accessibility, and affordability of water supply (García-Valiñas et al., 2010a; Hutton, 2012; Kayser et al., 2013). The acceptability of the service has recently been used as an indicator (Flores-Baquero et al., 2013). To control the quality of the service and

\* Corresponding author.

E-mail address: [jopagon2@alumni.uv.es](mailto:jopagon2@alumni.uv.es) (P.-G. José Antonio).

<https://doi.org/10.1016/j.techfore.2021.121300>

Received 27 May 2021; Received in revised form 27 September 2021; Accepted 15 October 2021

Available online 26 October 2021

0040-1625/© 2021 Elsevier Inc. All rights reserved.

improve its management, water utilities use different indicators combining information about different managerial, environmental, financial, and, more recently, social aspects related to water operations. However, this set of indicators is difficult to interpret because it does not offer a holistic view, given that the indicators do not reflect a measure of general performance (Cherchye et al., 2006).

The need for managers and public officials to monitor user satisfaction has motivated attempts at measuring users' perceptions of water supply quality. Traditionally, surveying has been the most widely used method to analyze these perceptions. Personal, telephone, and self-report questionnaires have been used for this purpose. The widespread use of surveys as a research procedure has several advantages. For example, surveys can be applied on a massive scale and can yield data on a wide range of questions (Martínez-Medino and Galán-González, 2004; Arroyo-Menéndez and Sábada-Rodríguez, 2012). These data can then be processed quickly and efficiently. Surveys have been used in several articles to gather users' opinions about the water supply service. Specifically, they have been used in studies of water quality (Burlingame et al., 2017; Ortiz-Gómez et al., 2019; Delpla et al., 2020; Weisner et al., 2020) and the consumption preferences of users that lead them to choose tap water or bottled water (Etale et al., 2018; Qian, 2018; Geerts et al., 2020).

Despite this widespread use of surveys as a data gathering procedure, they are costly and introduce a high degree of subjectivity due to difficulties associated with survey design, type of survey, application method, and statistical method (Casas-Anguita et al., 2003; Martínez-Medino and Galán-González, 2004; Kvale, 2012; Arroyo-Menéndez and Sábada-Rodríguez, 2012). To overcome these difficulties, a common approach is to aggregate variables into a single indicator, called a composite indicator (CI) [also called Composite Index in the literature]. A CI is a method of aggregating variables that offers a valuable tool for measuring, monitoring, comparing, and evaluating user opinion, analyzing policies, communicating public information, and so forth. The use of CIs is internationally established (Joint Research Centre, 2008; Hatefi and Torabi, 2010; 2018). The main advantage of a CI over other methods is that it synthesizes the evaluation of a complex, multi-dimensional phenomenon, enabling its interpretation by service managers. Likewise, the overview it provides enables the comparison between the analyzed units and their organization into a hierarchy to observe their evolution (Joint Research Centre, 2008).

CIs have been applied to different areas to assess corporate social responsibility (Dočekalová and Kocmanová, 2016; Staessens et al., 2019; Aparicio et al., 2020), measure the sustainability or competitiveness of tourism (Gómez-Vega and Picazo-Tadeo, 2019; Lozano-Oyola et al., 2019; Cabello et al., 2020), and evaluate the management of public administration services (Lo Storto, 2016; D'Inverno et al., 2018; D'Inverno and De Witte, 2020), public health (Martín-Martínez et al., 2019; Fu et al., 2020; Murtas et al., 2020), and education (Murias et al., 2008; El Gibari et al., 2018).

In the water sector, there are specific water CIs such as the Water Poverty Index (Sullivan, 2002; Sullivan et al., 2006), the Canadian Water Sustainability Index (Policy Research Initiative, 2007), the Watershed Sustainability Index (Chaves and Alipaz, 2007), and the West Java Water Sustainability Index (Juwana et al., 2010). There are also CIs that evaluate the performance of water companies under each dimension (social, environmental, and economic) of sustainability (Pérez et al., 2019). CIs have also been used to evaluate the sustainability of activities related to wastewater treatment (Molinos-Senante et al., 2014; Sabia et al., 2016; Sun et al., 2020). However, the article by Kumasi and Agbemor (2018) seems to be the only one to have focused on user satisfaction with a water service.

Thus, CIs are common in research on services and the water sector, but they have never been applied specifically to analyze users' perceptions of water supply quality. This study covers this research gap by focusing on whether (and how) it is possible to construct a CI index to approximate domestic water users' perceptions of quality. To do so, this

paper offers a new application of a CI, using MCDA with common weights from DEA, to calculate a proxy of water supply service quality based on the variables that are considered to affect quality as perceived by users. The motivation is to help managers in the water distribution sector improve the quality of the water supply service (at the municipal level) by incorporating user perception variables quickly, simply, and objectively. This approach is justified by the fact that understanding consumers' perceptions of tap water is an important issue for water authorities and utility managers (Proulx et al., 2010). This method is also expected to identify the variables that exert the greatest impact on users to improve water supply management.

Furthermore, this study is also novel in that it combines economic, technical, and service quality variables, as perceived by users, into a single indicator for water managers. Technical and economic sustainability is thus combined with social aspects to provide highly useful information for managers and public officials. In addition, the CI is compatible with other methods (such as surveys) and offers an alternative to analyze users' opinions and take these opinions into account in water supply management. Such insight can help improve water supply so that the service provided is met with the greatest possible acceptance by users.

The CI was applied to a sample of 32 of the 45 municipalities in the metropolitan area of the city of Valencia (Spain). Six facets of water supply quality that are relevant to users (network quality, water quality, water price, complaints, inconvenience caused by upgrading the network, and continuity of service) were aggregated in a CI. All data were provided by Global Omnium, the water distribution company in these municipalities. Thus, this study is based on primary data sources, highlighting the approach that should be followed in future applications carried out by companies in the sector.

The results of the proposed model applied to these municipalities are expected to reflect the quality levels of the water supply service. The model aims to identify the main factors (inconvenience caused by upgrading the network, the efficiency of the network due to its effects on the taste of water, and the price of water) to help managers improve the service they provide. In the case study, the results show a high level of quality performance of the water supply service.

This article is structured as follows. Section 2 reviews the literature on CI, DEA, and MCDA methods and the areas where they have been used. Section 3 describes the model applied in this study to achieve the research objectives. Section 4 presents the variables and the data. Section 5 provides the results of the empirical analysis. Finally, Section 6 presents the conclusions and future research lines.

## 2. Literature review

### 2.1. Composite indicators, DEA, and MCDA in water management

Composite indicators are built by aggregating a group of variables into a single parameter to measure concepts that cannot be defined any other way. A CI is based on a theoretical framework, which is used to select, combine, and weight variables that reflect the dimensions or structure of the phenomenon or phenomena being measured (Joint Research Centre, 2008).

Numerous methods can be used to create a CI, provided that the OECD standards (Joint Research Centre, 2008) are met. These methods include the analytic hierarchy process (Molinos-Senante et al., 2014; Sun et al., 2020), TOPSIS (Fu et al., 2020), multi-criteria analysis (El Gibari et al., 2018; Mao et al., 2019; Pérez et al., 2019; Cabello et al., 2020), and methods derived from any of these approaches, such as MRP-WSCI, which is based on multi-criteria analysis (Ruiz et al., 2020) and data envelopment analysis (DEA). More specifically, DEA has been used to create CIs for evaluation in different sectors: services in airports (Baltazar et al., 2014), suppliers' green performance (Dobos and Vörösmarty, 2014), tourism (Gómez-Vega and Picazo-Tadeo, 2019), and corporate social responsibility (Staessens et al., 2019; Aparicio et al.,

2020).

The proposed CI in this study was designed using MCDA, with weights based on DEA. Both MCDA and DEA are used in water economics and water resources management. DEA is a linear programming tool for evaluating the performance of a set of peer entities that use one or more inputs to produce one or more outputs. It has been widely used in water resources management, specifically in urban water supply. This methodology has been used in studies of efficiency/inefficiency (Al-Asa'd and Sauer, 2010; Romano and Guerrini, 2011; Kulshrestha and Vishwakarma, 2013; Ananda, 2014; Molinos-Senante et al., 2018; Ablanado-Rosas et al., 2020), eco-efficiency/sustainable efficiency (Molinos-Senante et al., 2016a; Gémar et al., 2018; Lombardi et al., 2019; Delgado-Antequera et al., 2021), sector regulation efficiency (Cabrera Jr et al., 2018), service ownership (García-Sánchez, 2006; Munisamy, 2009; Lo Storto, 2013; Suárez-Varela et al., 2017), the effects of (structural) sector reforms on efficiency and productivity (Abbott et al., 2012; Ferreira da Cruz et al., 2012), growth of the efficiency/-productivity of utilities in water supply (Nyathikala and Kulshrestha, 2017), and the quality of the service provided to customers in terms of efficiency (Woodbury and Dollery, 2004; Kumar and Managi, 2010; Molinos-Senante et al., 2016c; Maziotis et al., 2017). MCDA has been used in water resources management (Calizaya et al., 2010; Amor-ocho-Daza et al., 2019; Bera and Banik, 2019; Psomas et al., 2021) and in the management of urban water supply (Lai et al., 2008; Carriço et al., 2012; Cordão et al., 2020; Cunha et al., 2020). For details on the use of MCDA in sustainability, see Goyal et al. (2020).

DEA and MCDA have similarities, principally in terms of the mathematical structure and methods for solution (Belton and Stewart, 1999). There is scant literature comparing these two methodologies for measuring efficiency. In the MCDA versus DEA literature, Baltazar et al. (2014) reported that the MCDA approach seems to be very promising when compared with traditional DEA-based approaches. Among the advantages of using DEA to construct CIs, the following should be noted: it provides a measure of performance based on real data; DEA models do not require the normalization of the initial data; DEA respects the individual characteristics of the units and their own particular value systems (Hatefi and Torabi, 2010; 2018); and the index constructed using DEA techniques has major advantages in terms of weighting and aggregating the partial indicators (Reig, 2015).

DEA has been considered appropriate for monitoring and control because it seeks to extract as much as possible from objective, historical data, without resorting to subjectivity, whereas MCDA is most appropriate for evaluation and choice because it seeks to elicit, understand, and manage value judgments. However, there are many applications in the field of DEA, with increasing attention on the desirability of incorporating value judgments in some analyses. In this sense, the two approaches are complementary (Belton and Stewart, 1999). In fact, in the literature, the DEA-MCDA model is a commonly used method that has been applied for a variety of purposes, such as to construct the Human Development Index (Hatefi and Torabi, 2010) and the Sustainable Energy Index (Hatefi and Torabi, 2010; Wang, 2015), to minimize total costs in assembly lines (Zahiri et al., 2016), to evaluate the efficiency of airports (Jardim et al., 2015), and to manage hazardous waste (Ali et al., 2015). In the water sector, the MCDA-DEA approach has been applied to evaluate the sustainability of water companies (Pérez et al., 2019). Finally, a notable study using MCDA and DEA together is the study by Reig (2015), who built a CI of quality of life to compare the quality of urban life in 43 cities belonging to the Metropolitan Area of Valencia (the same geographical area as in this study). The findings provide a complete ranking of all the cities in the sample.

This use of the DEA-MCDA model enables the construction of CIs from among all DMUs (decision-making units) via a set of common weights. The model is capable of discriminating DMUs that receive a CI score of 1 (i.e., the efficient entities leading to the determination of a single optimal DMU). The common weights structure of the proposed model has more discriminatory power than those obtained by previous

DEA-like models (Hatefi and Torabi, 2010). In order to overcome the limitations of the model, new proposals have been developed (Sanei et al., 2011; Darehmiraki and Behdani, 2013; Hatefi and Torabi, 2018).

## 2.2. Determinants of water supply service quality

In order to create a CI, the objective selection of the variables that directly affect the quality of the service and users' perceptions of the quality of the service is essential. With DEA, it is not possible to test the significance of the variables. Therefore, the variables that have previously been used in the literature must be identified to ensure appropriate variable selection.

Network quality is related to network efficiency, defined as the difference between the water input and the water output in the water distribution network. Water leaks not only result in expensive maintenance but can also cause considerable environmental impact and social discontent when the water demand is not properly satisfied (Zhang et al., 2019). In the case of users, the inefficiency of the network is perceived as the entry of foreign substances into the drinking water, their effect on organoleptic properties (smell and taste), and their impact on public health (Molinos-Senante et al., 2016c; Cabrera et al., 2017; Wijesiri et al., 2018).

In addition to the year of installation and proportion of water leakage, the type of pipe materials is an important determinant of water quality. Even if water treatment plants produce high-quality water, the pipe network quality provides additional assurance of drinking water quality. In this sense, the effect of distribution network materials on water quality at the consumer's end (Sadiq et al., 1997) should be considered. However, the fact that some poisoning and water-borne diseases result from the low quality of the water pipe network should not be disregarded (Solgi et al., 2016). The distribution infrastructure is typically buried underground, and it is often difficult to assess the condition of the system. In case of breakages in the underground pipe network, external agents such as microorganisms may enter the distribution system and react with the residual disinfectant (chlorine), which results in faster decay (Mortula et al., 2019). Maintaining a hygienic water distribution infrastructure is crucial to provide high-quality services to consumers.

Water quality is observable by the municipality and the operator. It is an important parameter when assessing the quality of the water supply. Together with network quality, it is one of the most widely studied parameters (Khadse et al., 2011, 2016; García-Ávila et al., 2018; Asghari et al., 2019). There are studies of the relationship between the presence of microorganisms and turbidity (LeChevallier et al., 1981; McCoy and Olson, 1986; Gauthier et al., 2003; Huey and Meyer, 2010). Other studies refer to the subproducts derived from water disinfection and their impact on health (Matia-Ribot, 1997; Bertelli et al., 2018; Wang et al., 2019). Finally, numerous articles link water quality to the implementation of water safety plans, a new management methodology of the World Health Organization based on risk analysis (Davison et al., 2005; Gunnarsdottir et al., 2012a, 2012b; Li et al., 2020).

As regards water quality, perceptions of tap water are subject to a wide range of factors and interactions including organoleptic perceptions, microbiological and chemical quality, prior experiences, information sources, trust in water companies and other groups, and perceived control and contextual factors (Delpla et al., 2020). Variables commonly used to determine users' perceptions of water quality are the taste and smell of water. The parameters taste and smell are used in surveys to study perceptions of the water service (Burlingame et al., 2017; Dietrich and Burlingame, 2020). There are also studies on the factors that affect perceptions of water, which are closely linked to water quality and the efficiency of the distribution network (Platikanov et al., 2017; Delpla et al., 2020; Romano and Masserini, 2020) or consumption preferences for tap water versus bottled water based on water quality and other preferences (Etale et al., 2018; Qian, 2018; Geerts et al., 2020). socioeconomic parameters influence user satisfaction and risk



perception (Ellawala and Priyankara, 2016). Specifically, price has a major influence on users and offers an economic instrument to modify the demand for water, and therefore its consumption. In general, users are very sensitive to this variable because they demand greater or lesser consideration depending on what they pay (Hernández-Sancho et al., 2012; González-Gómez and García-Rubio, 2018; Marzano et al., 2018). An increasing amount of literature focuses on the effect of prices on users (García-Valiñas et al., 2010b; García-Valiñas and Picazo-Tadeo, 2015; González-Gómez and García-Rubio, 2018), as well as water tariffs (García-Rubio et al., 2015; Suárez-Varela et al., 2015; Lopez-Nicolas et al., 2018; Suárez-Varela and Martínez-Espiñeira, 2018; Fuente, 2019).

In the case of the city of Valencia, the elasticity of the domestic water demand at the average price is estimated at  $-0.88$ . That is, consumers in Valencia decrease their water consumption by  $0.88\%$  when the average price per  $m^3$  increases by  $1\%$  in their bill from the previous period (Maldonado-Devis and Almenar-Llongo, 2021). This demand elasticity is higher than the estimated elasticity in studies of other Spanish cities (Martínez-Espiñeira, 2003; Arbúes et al., 2004; Martínez-Espiñeira and Nauges, 2004; Arbues and Villanua, 2006; García-Valiñas et al., 2010b).

Finally, the International Water Association (IWA) includes several variables with a major influence on water supply quality for users in the quality-of-service category, such as number of complaints and continuity of service (Alegre et al., 2016; Cabrera et al., 2017). For example, the inconvenience caused by network upgrades negatively affects users of the water supply service. Specifically, inconvenience to users caused by upgrades include traffic problems such as finding parking spaces and driving home (Molinos-Senante et al., 2016d; Cabrera et al., 2017). Therefore, complaints, continuity of service, and the inconvenience of upgrading the network are used in efficiency analysis to evaluate companies' service management (Molinos-Senante et al., 2016b; Molinos-Senante et al., 2016c; Maziotis et al., 2017).

### 3. Method

An MCDA model with common weights was used to calculate the CI. This model is based on DEA, as proposed by Hatefi and Torabi (2010). There are four main advantages to this model. First, it evaluates all decision-making units (DMUs) using the same set of weights, thus enabling fair comparison among them. Second, it provides a complete ranking of the analysis units to give a single unit with a CI of 1 (Hatefi and Torabi, 2010). Third, it requires only one step to calculate the results, which makes obtaining a solution with this model easier than with other models (Zhou et al., 2007). Fourth, it eliminates the requirement for any value judgments (subjectivity) to obtain the solution because the decision maker does not need to define the value of any parameters (Hatefi and Torabi, 2010).

With this model, it is assumed that there are  $m$  DMUs that use the same inputs to generate the same outputs. The goal is to obtain an aggregate measure that indicates their level of performance (Hatefi and Torabi, 2010). This aggregate measure is based on the values of the  $n$  subindicators, which may be given in different units of measurement. Therefore, they must be normalized with respect to their means. A better performance level of the DMU is associated with higher values of the subindicators.

The model is specified in Eq. (1), where  $i = 1, \dots, m$  represents each of the DMUs,  $j = 1, \dots, n$  represents each of the subindicators,  $I_{ij}$  represents each of the subindices,  $d_i$  is the deviation of the efficiency of the  $DMU_i$ ,  $w_j$  is the weight given by the model for subindicators  $j$ ,  $\epsilon$  is an infinitesimal constant (generally  $10^{-5}$ ), and  $M = \max \{d_i\}$ .

$$\begin{aligned} & \text{Min } M \\ & \text{s.t.} \\ & M - d_i \geq 0, \quad i : 1, \dots, m \\ & \sum_{j=1}^n w_j I_{ij} + d_i = 1, \quad i : 1, \dots, m \\ & w_j \geq \epsilon, \quad d_i \geq 0, \quad i : 1, \dots, m, \quad j : 1, \dots, n \end{aligned} \tag{1}$$

With the resulting  $d_i^*$  of the optimization of the model in Eq. (1), the CIs would be calculated as  $CI_i = 1 - d_i^*$ .

However, the model considered in Eq. (1) may lead to the existence of several DMUs with  $CI = 1$ . To eliminate this multiplicity, obtain a single DMU with  $CI = 1$ , and provide a ranking, the model specified in Eq. (2) is applied.

$$\begin{aligned} & \text{Min } M - K \sum_{e \in EF} d_e \\ & \text{s.t.} \\ & M - d_i \geq 0, \quad i : 1, \dots, m \\ & \sum_{j=1}^n w_j I_{ij} + d_i = 1, \quad i : 1, \dots, m \\ & w_j \geq \epsilon, \quad d_i \geq 0, \quad i : 1, \dots, m, \quad j : 1, \dots, n \end{aligned} \tag{2}$$

In this model,  $EF$  represents the set of units with  $CI = 1$ , and  $K$  is a parameter ranging from 0 to 1. This model is solved starting with  $K = 0.001$  and obtaining a solution by increasing the value of  $K$  by 0.001 until the number of DMUs with  $CI = 1$  is 1. In some cases, the initial value of  $K$  must be reduced to achieve convergence (Hatefi and Torabi, 2010).

In addition, MCDA-DEA also provides the level at which each of the subindices of each DMU with  $CI < 1$  could improve. The model proposed by Hatefi and Torabi (2018) is used, as shown in Eq. (3).

$$\begin{aligned} & \text{Max } \sum_{k=1}^m \mu_k - \sum_{k=1}^m \nu_k + \epsilon \sum_{j=1}^n \tau_j \\ & \text{s.t.} \\ & \sum_{k=1}^m \mu_k \leq 1, \quad k : 1, \dots, m \\ & \sum_{j=1}^n (\mu_k + \nu_k) I_{kj} - \tau_j = I_{ij}, \quad j : 1, \dots, n \\ & \mu_k \geq 0, \quad \nu_k \geq 0, \quad \tau_j \geq 0, \quad k : 1, \dots, m, \quad j : 1, \dots, n \end{aligned} \tag{3}$$

Here,  $\mu_k, \nu_k, \tau_j$  are now the variables in the model in Eq. (3), and the resulting  $\tau_j$  as a solution, reflects the possible improvements of each of the subindices.

The phases of CI development are illustrated in a flowchart in Fig. 1.

### 4. Data and variables

The method to obtain CI, described in the previous section, was applied to the metropolitan area of the city of Valencia (Spain), with data from the year 2018. A sample of 32 of the 45 municipalities in the metropolitan area was used. The water services of these municipalities are managed by Global Omnium, a water company focused on the management of the entire water cycle. Each municipality in the study area was taken as a DMU. The selection of municipalities as DMUs is justified because the water supply system in each municipality is an independent unit with specific characteristics and a specific population in a defined territory.

Table 1 presents the key data. The municipalities in the study accounted for 73% of the total surface of the metropolitan area and 83% of the population. The sample included the municipality with the largest population in the metropolitan area (i.e., the city of Valencia).

The choice was constrained by the data provided by Global Omnium because at this stage of the research, data or indicators for other variables affecting water quality were unavailable. It is therefore a convenience sample. Nevertheless, the variables used in this study (see Table 2

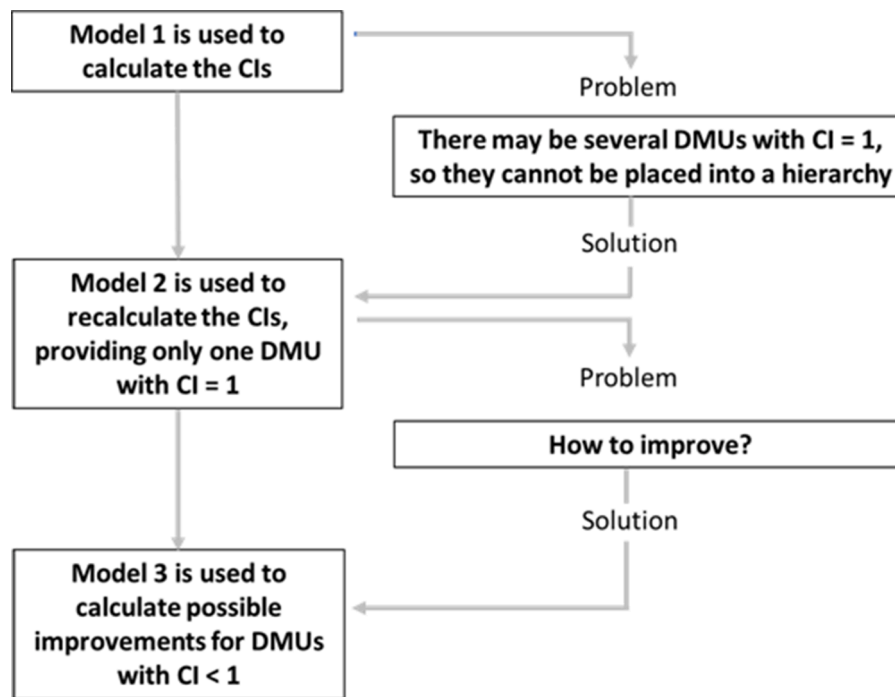


Fig. 1. Phases of CI development  
Source: authors.

Table 1

Key data on the municipalities of the Valencia metropolitan area where the water supply was managed by Global Omnium in 2018.

Municipality	Population (number of inhabitants)	Area (km <sup>2</sup> )	Municipality	Population (number of inhabitants)	Area (km <sup>2</sup> )
DMU_01	29,474	3.90	DMU_18	21,623	15.83
DMU_02	3900	4.62	DMU_19	6164	12.45
DMU_03	3911	4.42	DMU_20	25,241	3.93
DMU_04	9813	9.01	DMU_21	68,547	35.85
DMU_05	7308	2.74	DMU_22	20,658	85.79
DMU_06	14,495	0.78	DMU_23	7747	3.61
DMU_07	3629	1.05	DMU_24	19,531	18.06
DMU_08	37,575	3.44	DMU_25	8618	26.83
DMU_09	27,752	13.04	DMU_26	24,491	19.64
DMU_10	707	0.03	DMU_27	8870	4.20
DMU_11	7234	6.48	DMU_28	7004	2.34
DMU_12	13,031	8.40	DMU_29	10,179	1.83
DMU_13	30,630	19.65	DMU_30	9095	0.74
DMU_14	2462	2.53	DMU_31	787,808	134.63
DMU_15	15,553	6.16	DMU_32	3345	1.53
DMU_16	10,678	4.73	<b>Total study area</b>	<b>1290,115</b>	<b>460</b>
DMU_17	43,042	2.06	<b>Total metropolitan area</b>	<b>1559,084</b>	<b>628.81</b>

Source: Compiled by authors based on data from INE 2018.

Table 2

Variables used as subindicators.

Variable	Indicator
Network quality	Network efficiency (percentage)
Water quality	Percentage of water analyses that meet the quality level required by law
Water price	Euros per cubic meter
Complaints	Number of complaints per 1000 inhabitants
Inconvenience caused by upgrading the network	Number of actions per km of pipe
Continuity of service	Number of supply cuts per km of pipe

and Table 3) are representative of the standards of a good water supply service (according to the criteria of the International Water Association), are consistent with the reviewed literature, and represent the quality of

the water supply service as perceived by users. It should be emphasized that the objective is to obtain a CI that replicates users' perceptions of the quality of the water supply service.

Although all data were sourced from Global Omnium, some variables were derived from the unprocessed data series, and other variables were constructed from Global Omnium's own data series. In particular, the data provided by Global Omnium included the number of users, network efficiency (percentage), network length (kilometers), total cubic meters billed, total number of water analyses, number of analyses not complying with the law, total amount billed in euros, number of claims per 1000 users, number of actions developed to improve the water distribution network, and number of network closures due to network improvement actions. Network efficiency (network quality) and number of complaints per 1000 users (complaints) were used without transformation.

**Table 3**  
Mean and standard deviation of the indicators.

	Network efficiency (percentage)	Percentage of water analyses that meet the quality level required by law	Euros per cubic meter	Complaints number per 1000 inhabitants	Number of actions per km of pipe	Number of supply cuts per km of pipe
Mean	72.05	0.97	1.61	10.39	9.66	0.67
Standard deviation	15.70	0.06	0.31	10.38	4.89	0.94
Min.	25.90	0.70	0.99	1.67	4.56	0.05
Max.	89.83	1.00	2.24	50.11	27.83	5.37

Source: Authors based on data from Global Omnium Group.

The rest of the variables were obtained from the original series provided by Global Omnium: the water price variable was obtained by dividing the total amount invoiced in euros by the total cubic meters invoiced; the water quality variable was calculated as the ratio between the number of analyses that did not comply with the law and the total number of water analyses carried out; the variables inconvenience caused by upgrading the network and continuity of the service were obtained by dividing, respectively, the number of actions carried out to improve the distribution network and the number of network closures due to network improvement actions by the network length. The effect of the size of each municipality was thus eliminated to enable unitary comparison.

These variables can be classified into two categories: direct and indirect variables, both of which influence the dependent variable. Direct variables are measured in the same terms as the indicator, whereas indirect variables are measured in units other than those used for the indicator (Bustamante et al., 2021). Direct variables are defined as the closest variable in the chain of processes that link the variable to its impact (Mouton et al., 2013). Indirect variables indicate a quality gradient not well covered by the measured variables (i.e., they are probably proxies). In our case, the direct variables were most likely to affect users' service quality perceptions of network quality and water quality. The indirect variables were water price, complaints, inconvenience caused by network upgrades, and continuity of service.

The direct and indirect variables had a direct and inverse relationship with the quality of the water supply service. Regarding network quality and water quality, the higher the value of the selected indicator is, the better the quality of the water supply service (and therefore the perceptions of users) will be. Conversely, regarding water price, complaints, inconvenience caused by upgrading the network, and continuity of service, there is an inverse relationship with the variable quality of the water supply service (and therefore with users' perceived quality).

Finally, the existence of a relationship between the variables should be considered. For instance, network quality drives prices. Leakages are costly and can thus increase the water bill, but leakages are less costly than the investment needed for repairs to increase network quality (high levels of leakages can result in a cost trade-off between bearing the cost of losses and investing in the network to cut losses). In this case, incumbents can signal their quality by lowering prices (Porcher, 2011). In the sample used for this study, the Spearman correlation coefficient confirmed the non-existence of a correlation between the variables in each analyzed period.

### 5. Results

Table 4 shows the results of the water supply quality perceived by users in each of the 32 municipalities in 2018. The results are CIs obtained by applying the MCDA-DEA model to the six variables across the 32 municipalities in the sample. A value of 1 indicates the maximum quality that would be perceived by users. The assessment worsens as the CI moves away from the value 1. As the table shows, the mean value in the study area was 0.914 (with a standard deviation of 0.057). In total, 53% of the municipalities in the study area had an assessment that was above the average. The conclusion is that the water supply quality in the

**Table 4**  
Water supply quality.

Municipality	Assessment	Municipality	Assessment
DMU_01	0.879	DMU_17	0.987
DMU_02	0.932	DMU_18	0.867
DMU_03	0.811	DMU_19	0.909
DMU_04	0.778	DMU_20	0.837
DMU_05	0.938	DMU_21	0.976
DMU_06	0.893	DMU_22	0.921
DMU_07	0.904	DMU_23	0.885
DMU_08	0.852	DMU_24	0.890
DMU_09	0.996	DMU_25	0.921
DMU_10	0.923	DMU_26	0.959
DMU_11	0.969	DMU_27	0.837
DMU_12	0.991	DMU_28	0.902
DMU_13	0.944	DMU_29	0.996
DMU_14	0.955	DMU_30	0.929
DMU_15	0.930	DMU_31	0.864
DMU_16	0.880	DMU_32	1.000

area of study is high.

The model used to calculate the CI also indicates how much each variable must increase to improve the quality of the water supply management. The capacity to improve each variable to enhance the quality of the water supply service in each municipality was calculated for the 32 municipalities and the six variables in the sample. Table 5 shows the capacity for improvement of each variable.

To interpret the results in Table 5, it is necessary to differentiate between the direct and indirect variables. For the direct variables (network quality and water quality), the results indicate how much the value of these variables must increase to improve the water supply quality. By contrast, for the indirect variables (water price, complaints, inconvenience caused by upgrading the network, and continuity of service), the results indicate how much the value of the variable must decrease to improve the water supply quality. A value of 0 indicates that the variable is managed efficiently.

To illustrate this idea, DMU\_01 can be taken as an example. Regarding the direct variables, to improve water supply quality, the values of two variables must increase: network quality by 9.51 and water quality by 1.69. In contrast, the values of the indirect variables should decrease: the value of complaints should decrease by 44.18, the inconvenience caused by upgrading the network should decrease by 7.24, and the continuity of the service should decrease by 0.39. In this case, the water price variable is already applied optimally and does not affect the service quality.

Another example is the DMU\_31, which, due to the number of inhabitants, is easily identifiable as the city of Valencia. The most important variable with a direct relationship for users is water quality, which should increase by 6.99 to improve the perception of overall efficiency. The most important variable with an inverse relationship for users is the price of water, which should decrease by 35.43 to improve overall efficiency. Finally, the number of complaints is already applied optimally and does not have any effect on quality.

Table 5 also shows the mean values of the capacity for improvement of each variable. These values indicate which variables could improve



**Table 5**  
Capacity for improvement of each variable.

Municipality	Direct variables		Indirect variables			Service continuity
	Network quality	Water quality	Water price	Complaints	Inconvenience caused by upgrading the network	
DMU_01	9.51	1.69	0.00	44.18	7.24	0.39
DMU_02	12.15	3.51	22.19	0.00	0.00	2.61
DMU_03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
DMU_04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
DMU_05	6.55	0.00	21.52	0.00	35.81	0.21
DMU_06	8.00	0.00	0.00	23.01	9.04	0.15
DMU_07	5.25	0.00	12.97	0.00	9.81	0.21
DMU_08	15.25	6.70	13.29	0.00	11.87	0.16
DMU_09	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
DMU_10	14.26	1.15	38.12	17.16	60.87	0.00
DMU_11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
DMU_12	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
DMU_13	11.46	0.61	0.00	0.00	13.68	0.57
DMU_14	5.52	0.00	0.00	0.00	21.93	0.33
DMU_15	4.25	0.00	35.57	0.00	10.88	0.36
DMU_16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
DMU_17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
DMU_18	2.88	1.88	11.89	0.00	6.84	0.14
DMU_19	15.32	3.42	0.00	23.86	158.80	0.40
DMU_20	11.24	16.76	21.77	0.00	31.08	0.27
DMU_21	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
DMU_22	5.46	0.13	0.00	19.22	20.74	0.63
DMU_23	13.49	2.50	6.27	0.00	12.78	0.58
DMU_24	41.38	0.00	6.88	0.00	0.00	0.00
DMU_25	7.69	5.77	0.00	0.00	47.22	0.50
DMU_26	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
DMU_27	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
DMU_28	37.02	1.11	0.00	8.24	0.00	0.00
DMU_29	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
DMU_30	8.07	3.52	0.00	0.00	18.60	0.30
DMU_31	1.21	6.99	35.43	0.00	7.60	0.17
DMU_32	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<b>Mean</b>	<b>7.37</b>	<b>1.74</b>	<b>7.06</b>	<b>4.24</b>	<b>15.15</b>	<b>0.25</b>
<b>Standard deviation</b>	<b>9.90</b>	<b>3.42</b>	<b>11.89</b>	<b>10.17</b>	<b>30.19</b>	<b>0.48</b>

the quality of the water supply service in the study area. Once the value of the capacity for improvement of each variable is known, the aspects that users perceive as most important can be ranked to help improve the management of the water supply.

The average values obtained in the previous table indicate the variables that users perceive as most important to improve the quality of the water supply. The capacity for improvement of the direct variables shows that the network quality variable has the greatest capacity for improvement and could therefore improve the overall quality of the water supply service the most. On the other hand, regarding the capacity enhancement of the indirect variables, the inconvenience caused by upgrading the network has plenty of room for improvement (following the established criteria of users' quality perceptions). The other variable with major capacity for improvement is water price.

### 6. Conclusions and discussion

The objective and main contribution of this article is the design of a CI to measure the quality of the water supply based on the variables that are considered to affect users' perceptions of the quality of water supply services in a simple, objective, and economical way. The MCDA model with common weights based on DEA was used for this purpose.

The proposed model meets all the methodological requirements established by the Joint Research centre-European Commission. Its main advantages are that it provides an overall indicator of users' perceptions and quantifies how much these indicators must change for these perceptions to improve. In addition, although approximating users' perceptions of the quality of water supply services is important, knowing which aspects have the most influence on this assessment can lead to a better, more efficient, and more socially accepted service. Accordingly, this methodology provides a new indicator to improve water supply management from a technical, economic, and social point of view,

consistent with the notion of the circular economy.

The variables selected for this index are network quality (related to public health risk), water quality, water price, complaints, inconvenience caused by upgrading the network, and service continuity. These variables provide comprehensive information on the relevant aspects of users' quality of water supply services, combining technical, economic, and social variables.

Specifically, the proposed model was applied to a sample of 32 municipalities in the metropolitan area of Valencia (Spain). The results reflect an approximation of the quality-of-service provision, in an attempt to assess how users perceive the water service in the municipalities of the sample (however, the CI is not strictly speaking an indicator of users' perceptions). The average score was high, indicating a high degree of water supply quality. The model also shows how much each variable must be improved to enhance the quality of water supply management. In the case of these 32 municipalities, the factors for improvement are, in order, the inconvenience caused by upgrading the network, the efficiency of the network (linked to water taste), and price.

Nevertheless, the model has some limitations. These results offer theoretical quality perceptions of the service. Therefore, they should be compared with surveys to obtain a more realistic idea. From a methodological point of view, the weights of all variables are similar, even though their importance may differ. Despite the findings by [Hatefi and Torabi \(2010\)](#), the order of DMUs obtained in the second model (Eq. (2)) does not necessarily follow the hierarchy initially established in the first model (Eq. (1)) for the DMUs with  $CI < 1$ . In this respect, obtaining a single DMU with  $CI = 1$  could establish a different hierarchy of the DMUs. Lastly, being a DEA approach, it also suffers from the limitations of that method. In particular, the model is deterministic, which implies that any inefficiency is due to the management procedure, with no room for randomness. Also, the DMUs involved in the analysis must use the same kind of inputs to generate the same kind of outputs.

However, none of these limitations critically affects the analysis presented in this study. The second one (i.e., the possibility of change in the hierarchy of the DMUs) is not necessarily a limitation, but a change due to a new imposed restriction that only one DMU can have  $CI = 1$ . The other limitations do not affect the procedure either because all the DMUs use the same type of inputs and produce the same kind of outputs, and the analysis aims to measure the quality of the water supply based on the variables that are considered to affect users' perceptions of quality (i.e., random effects are not included).

Regarding applicability, including users in decision making through the variables that affect their perceptions of the quality of the water supply service and having a quality index of water supply services can be extremely useful for management companies and local councils. Because the MCDA-DEA model shows the capacity for improvement of the factors included in the CI, this method indicates how to improve the quality considering the most common variables of perceived service quality. In this sense, the results obtained with this methodology can help managers improve their understanding of users' perceived quality of the water supply service in an objective, fast, simple, and economical way.

Finally, **Finally**, this study opens two possible future lines of research. The first one relates to comparing the results obtained by the CI with those of a survey of users to test the reliability of the model. The second one consists of determining the factors that influence users' evaluations of the variables used in this study. These suggestions will be addressed in future research to improve the proposed CI and thus provide more information on how to improve water supply services.

#### Authors statement

Palomero-González, José Antonio: Term, Conceptualization, Investigation, Resources, Data Curation, Writing - Original Draft, Writing - Review & Editing.

Almenar-Llongo, Vicent: Term, Conceptualization, Writing - Review & Editing, Validation, Supervision.

Fuentes-Pascual, Ramón: Methodology

#### Supplementary materials

Supplementary material associated with this article can be found, in the online version, at [doi:10.1016/j.techfore.2021.121300](https://doi.org/10.1016/j.techfore.2021.121300).

#### References

- Ablanedo-Rosas, J.H., Guerrero Campanur, A., Olivares-Benitez, E., Sanchez-Garcia, J.Y., Nuñez-Ríos, J.E., 2020. Operational efficiency of Mexican water utilities: results of a double-bootstrap data envelopment analysis. *Water*, 12 (2), 553. <https://doi.org/10.3390/w12020553>.
- Abbott, M., Cohen, B., Wang, W.C., 2012. The performance of the urban water and wastewater sectors in Australia. *Util. Policy* 20 (1), 52–63. <https://doi.org/10.1016/j.jup.2011.11.003>.
- Al-Assa'd, T., Sauer, J., 2010. The performance of water utilities in Jordan. *Water Sci. Technol.* 62 (4), 803–808. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.907>.
- Alegre, H., Baptista, J.M., Cabrera Jr, E., Cubillo, F., Duarte, P., Hirner, W., Parena, R., 2016. Performance Indicators for Water Supply Services. IWA publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780406336>.
- Ali, M., Yadav, A., Anis, M., Sharma, P., 2015. Multiple criteria decision analysis using DEA-Topsis method for hazardous waste management: a case study of the USA. *Int. J. Manag. Inf. Technol.* 7 (3), 1–17. <https://doi.org/10.5121/ijmit.2015.7301>.
- Amorocho-Daza, H., Cabrales, S., Santos, R., Saldarraga, J., 2019. A new multi-Criteria decision analysis methodology for the selection of new water supply infrastructure. *Water (Basel)* 11 (4), 805. <https://doi.org/10.3390/w11040805>.
- Aparicio, J., Kapelko, M., Monge, J.F., 2020. A well-defined composite indicator: an application to corporate social responsibility. *J. Optim. Theory Appl.* 186 (1), 299–323. <https://doi.org/10.1007/s10957-020-01701-1>.
- Ananda, J., 2014. Evaluating the performance of urban water utilities: robust nonparametric approach. *J. Water Resour. Plan. Manag.* 140 (9), 04014021 [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0000387](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000387).
- Arbúes, F., Barberan, R., Villanua, I., 2004. Price impact on urban residential water demand: a dynamic panel data approach. *Water Resour. Res.* (11), 40. <https://doi.org/10.1029/2004WR003092>.
- Arbues, F., Villanua, I., 2006. Potential for pricing policies in water resource management: estimation of urban residential water demand in Zaragoza, Spain. *Urban Stud.* 43 (13), 2421–2442. <https://doi.org/10.1080/00420980601038255>.
- Arroyo-Menéndez, M., Sábada-Rodríguez, I., (Eds.). 2012. Metodología de la investigación social: técnicas innovadoras y sus aplicaciones. Síntesis. <https://doi.org/10.3989/ris.2013.i2>.
- Asghari, F.B., Pakdel, M., Mohammadi, A.A., Yousefi, M., 2019. Spatial and temporal variation of physicochemical and microbial quality of drinking water for the distribution network in Maku. Iran. *Desalin. Water Treat.* 142, 82–89. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.23365>.
- Aziz, J.A., 2005. Management of source and drinking-water quality in Pakistan. *EMHJ-East. Mediterr. Health J.* 11 (5–6), 1087–1098, 2005.
- Baltazar, M.E., Jardim, J., Alves, P., Silva, J., 2014. Air transport performance and efficiency: MCDA vs. DEA approaches. *Procedia Soc. Behav. Sci.* 111, 790–799. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2014.01.113>.
- Belton, V., Stewart, T.J., 1999. DEA and MCDA: competing or complementary approaches? *Advances in Decision Analysis*. Springer, Dordrecht, pp. 87–104. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511611308>.
- Benito, B., Faura, Ú., Guillamón, M.D., Ríos, A.M., 2019. The efficiency of public services in small municipalities: the case of drinking water supply. *Cities* 93, 95–103. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2019.04.016>.
- Bera, K., Banik, P., 2019. Multi-criteria decision analysis (MCDA) for surface water management plan, a case study of Kansachara sub-watershed, West Bengal, India. *Water Supply* 19 (7), 2156–2162. <https://doi.org/10.2166/ws.2019.096>.
- Bertelli, C., Courtois, S., Rosikiewicz, M., Piriou, P., Aebly, S., Robert, S., Greub, G., 2018. Reduced chlorine in drinking water distribution systems impacts bacterial biodiversity in biofilms. *Front. Microbiol.* 9, 2520. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.02520>.
- Burlingame, G.A., Doty, R.L., Dietrich, A.M., 2017. Humans as sensors to evaluate drinking water taste and odor: a review. *J. - Am. Water Works Assoc.* 109 (11), 13–24. <https://doi.org/10.5942/jawwa.2017.109.0118>.
- Bustamante, A., Sebastia, L., Onaindia, E., 2021. On the representativeness of openstreetmap for the evaluation of country tourism competitiveness. *ISPRS Int. J. Geo-Inf.* 10 (5), 301. <https://doi.org/10.3390/ijgi10050301>.
- Byrnes, J., Crase, L., Dollery, B., Villano, R., 2010. The relative economic efficiency of urban water utilities in regional New South Wales and Victoria. *Resour. Energy Econ.* 32 (3), 439–455. <https://doi.org/10.1016/j.reseneeco.2009.08.001>.
- Cabello, J.M., Navarro-Jurado, E., Thiel-Ellul, D., Rodríguez-Díaz, B., Ruiz, F., 2020. Assessing environmental sustainability by the double reference point methodology: the case of the provinces of Andalusia (Spain). *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.* 28 (1), 4–17. <https://doi.org/10.1080/13504509.2020.1778582>.
- Cabrera, E., Dane, P., Haskins, S., Theuretzbacher-Fritz, H., 2017. Benchmarking Para Servicios De agua: Guiando a los Prestadores De Servicios Hacia La Excelencia. Editorial Universitat Politècnica de València, Valencia (Spain). <https://doi.org/10.2166/9788483638651>.
- Cabrera Jr., E., Estruch-Juan, E., Molinos-Senante, M., 2018. Adequacy of DEA as a regulatory tool in the water sector. The impact of data uncertainty. *Environ. Sci. Policy* 85, 155–162. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.03.028>.
- Calizaya, A., Meixner, O., Bengtsson, L., Berndtsson, R., 2010. Multi-criteria decision analysis (MCDA) for integrated water resources management (IWRM) in the Lake Poopo Basin. Bolivia. *Water Resour. Manag.* 24 (10), 2267–2289. <https://doi.org/10.1007/s11269-009-9551-x>.
- Carriço, N., Covas, D.I.C., Almeida, M.C., Leitão, J.P., Alegre, H., 2012. Prioritization of rehabilitation interventions for urban water assets using multiple criteria decision-aid methods. *Water Sci. Technol.* 66 (5), 1007–1014. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.274>.
- Casas-Anguita, J., Repullo-Labrador, J., Donado-Campos, J., 2003. La encuesta como técnica de investigación. Elaboración de cuestionarios y tratamiento estadístico de los datos (I). *Aten. Primaria* 31 (8), 527–538. [https://doi.org/10.1016/S0212-6567\(03\)70728-8](https://doi.org/10.1016/S0212-6567(03)70728-8).
- Chaves, H.M., Alipaz, S., 2007. An integrated indicator based on basin hydrology, environment, life, and policy: the watershed sustainability index. *Water Resour. Manag.* 21 (5), 883–895. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9107-2>.
- Cherchye, L., Moesen, W., Rogge, N., Van Puyenbroeck, T., 2006. Creating Composite Indicators with DEA Analysis: The Case of the Technology Achievement Index. Joint Research Centre. European Commission, Italy. <https://doi.org/10.1057/palgrave.jors.2602445>.
- Cordão, M.J.D.S., Rufino, I.A.A., Alves, Barros Ramalho, P., Barros Filho, M., N.M., 2020. Water shortage risk mapping: a GIS-MCDA approach for a medium-sized city in the Brazilian semi-arid region. *Urban Water J* 17 (7), 642–655. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2020.1804596>.
- Cunha, M., Marques, J., Savić, D., 2020. A flexible approach for the reinforcement of water networks using multi-criteria decision analysis. *Water Resour. Manag.* 34 (14), 4469–4490. <https://doi.org/10.1007/s11269-020-02655-9>.
- Darehmiraqi, M., Behdani, Z., 2013. A new DEA approach to rank alternatives in MCDA. *J. Data Envel. Anal. Decis. Sci.* 2013, 1–7. <https://doi.org/10.5899/2013/dea-00013>.
- Davison, A., Howard, G., Stevens, M., Callan, P., Fewtrell, L., Deere, D., World Health Organization., 2005. Water safety plans: managing drinking-water quality from catchment to consumer World Health Organization.
- Delgado-Antequera, L., Gémar, G., Molinos-Senante, M., Gómez, T., Caballero, R., Sala-Garrido, R., 2021. Eco-efficiency assessment of municipal solid waste services: influence of exogenous variables. *Waste Manag* 130, 136–146. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.05.022>.
- Delpla, I., Legay, C., Proulx, F., Rodríguez, M.J., 2020. Perception of tap water quality: assessment of the factors modifying the links between satisfaction and water consumption behavior. *Sci. Total Environ.* 722, 137786 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137786>.

- Dietrich, A.M., Burlingame, G.A., 2020. A review: the challenge, consensus, and confusion of describing odors and tastes in drinking water. *Sci. Total Environ.* 713, 135061 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135061>.
- D'Inverno, G., Carosi, L., Ravagli, L., 2018. Global public spending efficiency in Tuscan municipalities. *Socio-Econ. Plan. Sci.* 61, 102–113. <https://doi.org/10.1016/j.seps.2017.01.006>.
- D'Inverno, G., De Witte, K., 2020. Service level provision in municipalities: a flexible directional distance composite indicator. *Eur. J. Oper. Res.* 286 (3), 1129–1141. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2020.04.012>.
- Dobos, I., Vörösmarty, G., 2014. Green supplier selection and evaluation using DEA-type composite indicators. *Int. J. Prod. Econ.* 157, 273–278. <https://doi.org/10.1016/j.ijpe.2014.09.026>.
- Dočekalová, M.P., Kocmanová, A., 2016. Composite indicator for measuring corporate sustainability. *Ecol. Indic.* 61, 612–623. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.012>.
- El Gibari, S., Gómez, T., Ruiz, F., 2018. Evaluating university performance using reference point based composite indicators. *J. Informetr.* 12 (4), 1235–1250. <https://doi.org/10.1016/j.joi.2018.10.003>.
- Ellawala, K.C., Priyankara, D.P.M.P., 2016. Consumer satisfaction on quantity and quality of water supply: a study in Matara. *Southern Sri Lanka. Water Pract. Technol.* 11 (3), 678–689. <https://doi.org/10.2166/wpt.2016.073>.
- Etale, A., Jobin, M., Siegrist, M., 2018. Tap versus bottled water consumption: the influence of social norms, affect and image on consumer choice. *Appetite* 121, 138–146. <https://doi.org/10.1016/j.appet.2017.11.090>.
- Ferreira da Cruz, N., Marques, R.C., Romano, G., Guerrini, A., 2012. Measuring the efficiency of water utilities: a cross-national comparison between Portugal and Italy. *Water Policy* 14 (5), 841–853. <https://doi.org/10.2166/wp.2012.103>.
- Flores-Baquero, Ó., Giné-Garriga, R., Pérez-Foguet, A., Jiménez-Fernández de Palencia, A., 2013. Metas e indicadores post 2015 en agua y saneamiento: una revisión desde un enfoque de derechos humanos. <http://hdl.handle.net/2117/26971>.
- Fu, Y., Xiangtianrui, K., Luo, H., Yu, L., 2020. Constructing composite indicators with collective choice and interval-valued TOPSIS: the case of value measure. *Soc. Indic. Res.* 152 (1), 117–135. <https://doi.org/10.1007/s11205-020-02422-8>.
- Fuente, D., 2019. The design and evaluation of water tariffs: a systematic review. *Utilities Policy* 61, 100975. <https://doi.org/10.1016/j.ijup.2019.100975>.
- García-Ávila, F., Ramos-Fernández, L., Pauta, D., 2018. Evaluation of water quality and stability in the drinking water distribution network in the Azogues city, Ecuador. *Data in brief*. Quezada, D., 18, 111–123. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2018.03.007>.
- García-Rubio, M.A., Ruiz-Villaverde, A., González-Gómez, F., 2015. Urban water tariffs in Spain: what needs to be done? *Water (Basel)* 7 (4), 1456–1479. <https://doi.org/10.3390/w7041456>.
- García-Sánchez, I.M., 2006. Efficiency measurement in Spanish local government: the case of municipal water services. *Rev. Policy Res.* 23 (2), 355–372. <https://doi.org/10.1111/j.1541-1338.2006.00205.x>.
- García-Valiñas, M.Á., Martínez-Espinoira, R., González-Gómez, F., 2010a. Measuring water affordability: a proposal for urban centres in developed countries. *Int. J. Water Resour. Dev.* 26 (3), 441–458. <https://doi.org/10.1080/07900627.2010.491971>.
- García-Valiñas, M.Á., Martínez-Espinoira, R., González-Gómez, F., 2010b. Affordability of residential water tariffs: alternative measurement and explanatory factors in southern Spain. *J. Environ. Manage.* 91 (12), 2696–2706. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.07.029>.
- García-Valiñas, M.A., Picazo-Tadeo, A.J., 2015. Introduction to reforming water tariffs: experiences and reforms. *Utilities Policy* 34 (C), 34–35. <https://doi.org/10.1016/j.jup.2015.02.004>.
- Gauthier, V., Barbeau, B., Tremblay, G., Millette, R., Bernier, A.M., 2003. Impact of raw water turbidity fluctuations on drinking water quality in a distribution system. *Environ. Eng. Sci.* 2 (4), 281–291. <https://doi.org/10.1139/S03-026>.
- Geerts, R., Vandermoere, F., Van Winckel, T., Halet, D., Joos, P., Van Den Steen, K., Vlaeminck, S.E., 2020. Bottle or tap? Toward an integrated approach to water type consumption. *Water Res* 173, 115578. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115578>.
- Gémar, G., Gómez, T., Molinos-Senante, M., Caballero, R., Sala-Garrido, R., 2018. Assessing changes in eco-productivity of wastewater treatment plants: the role of costs, pollutant removal efficiency, and greenhouse gas emissions. *Environ. Impact Assess. Rev.* 69, 24–31. <https://doi.org/10.1016/j.ear.2017.11.007>.
- Gómez-Vega, M., Picazo-Tadeo, A.J., 2019. Ranking world tourist destinations with a composite indicator of competitiveness: to weigh or not to weigh? *Tour. Manag.* 72, 281–291. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2018.11.006>.
- González-Gómez, F., García-Rubio, M.A., 2018. Prices and ownership in the water urban supply: a critical review. *Urban Water J* 15 (3), 259–268. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2018.1436187>.
- Goyal, P., Kumar, D., Kumar, V., 2020. Application of multicriteria decision analysis (MCDA) in the area of sustainability: a literature review. *Int. J. Anal. Hierarchy Process* 12 (3) <https://doi.org/10.13033/ijahp.v12i3.720>.
- Gunnarsdottir, M.J., Gardarsson, S.M., Bartram, J., 2012a. Icelandic experience with water safety plans. *Water Sci. Technol.* 65 (2), 277–288. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.801>.
- Gunnarsdottir, M.J., Gardarsson, S.M., Elliott, M., Sigmundsdottir, G., Bartram, J., 2012b. Benefits of water safety plans: microbiology, compliance, and public health. *Environ. Sci. Technol.* 46 (14), 7782–7789. <https://doi.org/10.1021/es300372h>.
- Hatefi, S.M., Torabi, S.A., 2010. A common weight MCDA–DEA approach to construct composite indicators. *Ecol. Econ.* 70 (1), 114–120. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.08.014>.
- Hatefi, S.M., Torabi, S.A., 2018. A slack analysis framework for improving composite indicators with applications to human development and sustainable energy indices. *Econom. Rev.* 37 (3), 247–259. <https://doi.org/10.1080/07474938.2016.1140286>.
- Heller, L., 2015. The crisis in water supply: how different it can look through the lens of the human right to water? *Cad Saude Publica* 31, 447–449. <https://doi.org/10.1590/0102-311XPE010315>.
- Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M., Sala-Garrido, R., Del Saz-Salazar, S., 2012. Tariffs and efficient performance by water suppliers: an empirical approach. *Water Policy* 14 (5), 854–864. <https://doi.org/10.2166/wp.2012.154>.
- Huey, G.M., Meyer, M.L., 2010. Turbidity as an indicator of water quality in diverse watersheds of the Upper Pecos River Basin. *Water (Basel)* 2 (2), 273–284. <https://doi.org/10.3390/w2020273>.
- Hutton, G., 2012. Monitoring “Affordability” of water and sanitation services after 2015: review of global indicator options. A Paper Submitted to the UN Office of the High Commissioner for Human Rights, p. 20.
- Jardim, J., Baltazar, M.E., Silva, J., Vaz, M., 2015. Airports’ operational performance and efficiency evaluation based on multicriteria decision analysis (MCDA) and data envelopment analysis (DEA) tools. *J. Spat. Organ. Dyn.* 3 (4), 296–310.
- Jerome, C., Pius, A., 2010. Evaluation of water quality index and its impact on the quality of life in an industrial area in Bangalore, South India. *Am. J. Sci. Res.* 1 (3), 595–603. <https://doi.org/10.5251/AJSIR.2010.1.3.595.603>.
- Joint Research Centre-European Commission, 2008. Handbook on Constructing Composite Indicators: Methodology and User Guide. OECD publishing. <https://doi.org/10.1787/9789264043466-en>.
- Juwana, I., Perera, B.J.C., Muttill, N., 2010. A water sustainability index for West Java—Part 2: refining the conceptual framework using Delphi technique. *Water Sci. Technol.* 62 (7), 1641–1652. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.453>.
- Kaplan, O., Yildirim, N.C., Yildirim, N., Tayhan, N., 2011. Assessment of some heavy metals in drinking water samples of Tunceli. *Turkey. E-J. Chem.* 8 (1), 276–280. <https://doi.org/10.1155/2011/370545>.
- Kayser, G.L., Moriarty, P., Fonseca, C., Bartram, J., 2013. Domestic water service delivery indicators and frameworks for monitoring, evaluation, policy and planning: a review. *Res. Public Health* 10 (10), 4812–4835. <https://doi.org/10.3390/ijerph10104812>.
- Khadse, G.K., Kalita, M., Pimpalkar, S.N., Labhsetwar, P.K., 2011. Drinking water quality monitoring and surveillance for safe water supply in Gangtok. *India. Environ. Monit. Assess.* 178 (1), 401–414. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1699-6>.
- Khadse, G.K., Patni, P.M., Talkhade, A.V., Labhsetwar, P.K., 2016. Change in drinking water quality from catchment to consumers: a case study. *SSustain. Water Resour. Manag.* 2 (4), 453–460. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2344-8>.
- Kulshrestha, M., Vishwakarma, A., 2013. Efficiency evaluation of urban water supply services in an Indian state. *Water policy* 15 (1), 134–152. <https://doi.org/10.2166/wp.2012.072>.
- Kumasi, T.C., Agbemor, B.D., 2018. Tracking user satisfaction of rural water services in northern Ghana. *J. Water Sanit. Hyg. Dev.* 8 (2), 307–318. <https://doi.org/10.2166/washdev.2018.140>.
- Kvale, S., 2012. *Las Entrevistas En Investigación Cualitativa (Vol. 2)*. Ediciones Morata, Madrid, Spain. ISBN: 978-8471126306.
- Kumar, S., Managi, S., 2010. Service quality and performance measurement: evidence from the Indian water sector. *Int. J. Water Resour. Dev.* 26 (2), 173–191. <https://doi.org/10.1080/07900621003655726>.
- Lai, E., Lundie, S., Ashbolt, N.J., 2008. Review of multi-criteria decision aid for integrated sustainability assessment of urban water systems. *Urban Water J* 5 (4), 315–327. <https://doi.org/10.1080/15730620802041038>.
- LeChevallier, M.W., Evans, T.M., Seidler, R.J., 1981. Effect of turbidity on chlorination efficiency and bacterial persistence in drinking water. *Appl. Environ. Microbiol.* 42 (1), 159–167. <https://doi.org/10.1080/15730620802041038>.
- Li, H., Smith, C.D., Cohen, A., Wang, L., Li, Z., Zhang, X., Zhang, R., 2020. Implementation of water safety plans in China: 2004–2018. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 223 (1), 106–115. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2019.10.001>.
- Lopez-Nicolas, A., Pulido-Velazquez, M., Rougé, C., Harou, J.J., Escrivá-Bou, A., 2018. Design and assessment of an efficient and equitable dynamic urban water tariff. Application to the city of Valencia. *Spain. Environ. Modell. Softw.* 101, 137–145. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.12.018>.
- Lo Storto, C., 2013. Are public-private partnerships a source of greater efficiency in water supply? Results of a non-parametric performance analysis relating to the Italian industry. *Water (Basel)* 5 (4), 2058–2079. <https://doi.org/10.3390/w5042058>.
- Lo Storto, C., 2016. The trade-off between cost efficiency and public service quality: a non-parametric frontier analysis of Italian major municipalities. *Municipalities* 51, 52–63. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2015.11.028>.
- Lombardi, G.V., Stefani, G., Paci, A., Becagli, C., Miliacca, M., Gastaldi, M., Almeida, C.M.V.B., 2019. The sustainability of the Italian water sector: an empirical analysis by DEA. *J. Clean. Prod.* 227, 1035–1043. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.283>.
- Lozano-Oyola, M., Contreras, I., Blancas, F.J., 2019. An operational non-compensatory composite indicator: measuring sustainable tourism in Andalusian urban destinations. *Ecol. Econom.* 159 (C), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.01.008>.
- McMahon, S.K., 2002. The development of quality of life indicators—a case study from the municipality of Bristol. *UK. Ecol. Indic.* 2 (1–2), 177–185. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(02\)00039-0](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(02)00039-0).
- Maldonado-Devis, M., Almenar-Llongo, V., 2021. A panel data estimation of domestic water demand with IRT tariff structure: the case of the municipality of Valencia (Spain). *Sustain* 13 (3), 1414. <https://doi.org/10.3390/su13031414>.
- Mao, F., Zhao, X., Ma, P., Chi, S., Richards, K., Clark, J., Krause, S., 2019. Developing composite indicators for ecological water quality assessment based on network



- interactions and expert judgment. *Environ. Modell. Softw.* 115, 51–62. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.01.011>.
- Martínez-Espiñeira, R., 2003. Estimating water demand under increasing-block tariffs using aggregate data and proportions of users per block. *Environ. Resour. Econ.* 26 (1), 5–23. <https://doi.org/10.1023/A:1025693823235>.
- Martínez-Espiñeira, R., Nauges, C., 2004. Is all domestic water consumption sensitive to price control? *Appl. Econ.* 36 (15), 1697–1703. <https://doi.org/10.1080/0003684042000218570>.
- Martínez-Medino, C., Galán-González, A., 2004. *Técnicas e Instrumentos De Recogida y Análisis De Datos*. Editorial UNED, Madrid, Spain.
- Martín-Martínez, M., Andreu-Sanchez, J.L., Sanchez-Alonso, F., Corominas, H., Perez-Venegas, J.J., Roman-Ivorra, J.A., Vela-Casasempere, P., 2019. A composite indicator to assess the quality of care in the management of patients with rheumatoid arthritis in outpatient rheumatology clinics. *Reumatol Clin* 15 (3), 156–164. <https://doi.org/10.1016/j.reuma.2017.06.017>.
- Marzano, R., Rouge, C., Garrone, P., Grilli, L., Harou, J.J., Pulido-Velazquez, M., 2018. Determinants of the price response to residential water tariffs: meta-analysis and beyond. *Modell. Softw.* 101, 236–248. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.12.017>.
- Matia-Ribot, L.M., 1997. *Subproductos generados en la desinfección de las aguas potables: situación actual y orientaciones futuras*. *Tecnol. y Cienc. del Agua* (170), 18–28.
- Maziotis, A., Molinos-Senante, M., Sala-Garrido, R., 2017. Assessing the impact of quality of service on the productivity of water industry: a Malmquist-Luenberger approach for England and Wales. *Water Resour. Manag.* 31 (8), 2407–2427. <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1395-6>.
- Mccoy, W.F., Olson, B.H., 1986. Relationship among turbidity, particle counts and bacteriological quality within water distribution lines. *Water Res* 20 (8), 1023–1029. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(86\)90045-X](https://doi.org/10.1016/0043-1354(86)90045-X).
- Meier, B.M., Kestevenbaum, J.G., Kayser, G.L., Amjad, U.Q., Bartram, J., 2014. Examining the practice of developing human rights indicators to facilitate accountability for the human right to water and sanitation. *J. Hum. Rights Pract.* 6 (1), 159–181. <https://doi.org/10.1093/jhuman/hut031>.
- Molinos-Senante, M., Gómez, T., Garrido-Baserba, M., Caballero, R., Sala-Garrido, R., 2014. Assessing the sustainability of small wastewater treatment systems: a composite indicator approach. *Sci. Total Environ.* 497, 607–617. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.026>.
- Molinos-Senante, M., Gémar, G., Gómez, T., Caballero, R., Sala-Garrido, R., 2016a. Eco-efficiency assessment of wastewater treatment plants using a weighted Russell directional distance model. *J. Clean. Prod.* 137, 1066–1075. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.057> <https://doi.org/>.
- Molinos-Senante, M., Marques, R.C., Perez, F., Gómez, T., Sala-Garrido, R., Caballero, R., 2016b. Assessing the sustainability of water companies: a synthetic indicator approach. *Ecol. Indic.* 61, 577–587. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.009>.
- Molinos-Senante, M., Maziotis, A., Mocholi-Arce, M., Sala-Garrido, R., 2016c. Accounting for service quality to customers in the efficiency of water companies: evidence from England and Wales. *Water Policy* 18 (2), 513–532. <https://doi.org/10.2166/wp.2015.062>.
- Molinos-Senante, M., Mocholi-Arce, M., Sala-Garrido, R., 2016d. Efficiency assessment of water and sewerage companies: a disaggregated approach accounting for service quality. *Water Resour. Manag.* 30 (12), 4311–4328. <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1422-7>.
- Molinos-Senante, M., Donoso, G., Sala-Garrido, R., Villegas, A., 2018. Benchmarking the efficiency of the Chilean water and sewerage companies: a double-bootstrap approach. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25 (9), 8432–8440. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-1149-x>.
- Mortula, M.M., Ali, T.A., Sadiq, R., Idris, A., Al Mulla, A., 2019. Impacts of water quality on the spatiotemporal susceptibility of water distribution systems. *CLEAN—Soil, Air, Water*, 47 (5), 1800247. <https://doi.org/10.1002/clean.201800247>.
- Munisamy, S., 2009. Efficiency and ownership in water supply: evidence from Malaysia. *Int. Rev. Bus. Res. Pap.* 5 (6), 148–260.
- Mouton, A., De Baets, B., Goethals, P., 2013. Data-driven fuzzy habitat models: impact of performance criteria and opportunities for ecohydraulics. *Ecohydraulics: an Integrated Approach*, 93–107. <https://doi.org/10.1002/9781118526576.ch5>.
- Murias, P., de Miguel, J.C., Rodríguez, D., 2008. A composite indicator for university quality assessment: the case of Spanish higher education system. *Soc. Indic. Res.* 89 (1), 129–146. <https://doi.org/10.1007/s11205-007-9226-z>.
- Murtas, R., Decarli, A., Greco, M.T., Andreano, A., Russo, A.G., 2020. Latent composite indicators for evaluating adherence to guidelines in patients with a colorectal cancer diagnosis. *Medicine (Baltimore)* (8), 99. <https://doi.org/10.1097/MD.00000000000019277>.
- Myers, D., 1987. Community-relevant measurement of quality of life: a focus on local trends. *Urban Aff. Q.* 23 (1), 108–125. <https://doi.org/10.1177/004208168702300107>.
- Nyathikala, S.A., Kulshrestha, M., 2017. Performance and productivity measurement of urban water supply services in India. *Water Sci. Technol. Water Supply* 17 (2), 407–421. <https://doi.org/10.2166/ws.2016.106>.
- Ortiz-Gómez, A.S., Nuñez-Espinoza, J.F., Mejía-Castillo, W.G., 2019. The social perception of drinking water quality and management in the municipality of las vueltas. *Chalatenango, El Salvador. Tecnol. y Cienc. del Agua* 10 (3), 124–155. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2019-03-06>.
- Papageorgiou, J.C., 1976. Quality of life indicators. *Int. J. Environ. Sci.* 9 (3), 177–186. <https://doi.org/10.1080/00207237608737626>.
- Pérez, F., Delgado-Antequera, L., Gómez, T., 2019. A two-phase method to assess the sustainability of water companies. *Energies* 12 (13), 2638. <https://doi.org/10.3390/en12132638>.
- Platikanov, S., Hernández, A., González, S., Cortina, J.L., Tauler, R., Devesa, R., 2017. Predicting consumer preferences for mineral composition of bottled and tap water. *Talanta* 162, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2016.09.057>.
- Policy Research Initiative., 2007. Canadian water sustainability index retrieved 5 July 2007. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.017>.
- Porcher, S., 2011. Public-private partnerships, network quality and the life cycle of contracts: the case of water industries in France. *Gregor & Chaire EPPP* 1–24.
- Proulx, F., Rodriguez, M.J., Sérodes, J.B., Miranda, L.F., 2010. Factors influencing public perception and use of municipal drinking water. *Water Sci. Technol. Water Supply* 10 (3), 472–485. <https://doi.org/10.2166/ws.2010.511>.
- Psomas, A., Vryzidis, I., Spyridakos, A., Mimikou, M., 2021. MCDA approach for agricultural water management in the context of water–energy–land–food nexus. *Oper. Res.* 21 (1), 689–723. <https://doi.org/10.1007/s12351-018-0436-8>.
- Qian, N., 2018. Bottled water or tap water? A comparative study of drinking water choices on university campuses. *Water (Basel)* 10 (1), 59. <https://doi.org/10.3390/w10010059>.
- Reig, E., 2015. *Calidad De Vida En Las Ciudades Del Área Metropolitana De Valencia: Un Análisis Comparativo Con DEA y MCDA*. Working Papers 1509. Department of Applied Economics II, Universidad de Valencia.
- Romano, G., Guerrini, A., 2011. Measuring and comparing the efficiency of water utility companies: a data envelopment analysis approach. *Util. Policy* 19 (3), 202–209. <https://doi.org/10.1016/j.jup.2011.05.005>.
- Romano, G., Masserini, L., 2020. Factors affecting customers' satisfaction with tap water quality: does privatisation matter in Italy? *J. Clean. Prod.* 258, 120593. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120593>.
- Ruiz, F., El Gibari, S., Cabello, J.M., Gómez, T., 2020. MRP-WSCI: multiple reference point based weak and strong composite indicators. *Omega (Westport)* 95, 102060. <https://doi.org/10.1016/j.omega.2019.04.003>.
- Sabia, G., De Gisi, S., Farina, R., 2016. Implementing a composite indicator approach for prioritizing activated sludge-based wastewater treatment plants at large spatial scale. *Ecol. Indic.* 71, 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.053>.
- Sadiq, M., Zaidi, T.H., Muhanna, A.I., Mian, A.A., 1997. Effect of distribution network pipe material on drinking water quality. *J. Environ. Sci. Health - Toxic/Hazard* 32 (2), 445–454. <https://doi.org/10.1080/10934529709376553>.
- Salman, S.M., 2014. The human right to water and sanitation: is the obligation deliverable? *Water Int.* 39 (7), 969–982. <https://doi.org/10.1080/02508060.2015.986616>.
- Sanei, M., Khoshtinat, F.Z., Khodadadi, M., 2011. An improved common weight MCDA-DEA approach to construct composite indicators. *Aust. J. Basic Appl. Sci.* 5 (12), 1471–1475.
- Solgi, M., Bozorg-Haddad, O., Seifollahi-Aghmiuni, S., Ghasemi-Abiazani, P., Loáiciga, H.A., 2016. Optimal operation of water distribution networks under water shortage considering water quality. *J. Pipeline Syst. Eng.* 7 (3), 04016005. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)PS.1949-1204.00002233](https://doi.org/10.1061/(ASCE)PS.1949-1204.00002233).
- Staessens, M., Kerstens, P.J., Bruneel, J., Cherchye, L., 2019. Data envelopment analysis and social enterprises: analysing performance, strategic orientation and mission drift. *J. Bus. Ethics* 159 (2), 325–341. <https://doi.org/10.1007/s10551-018-4046-4>.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.jup.2015.01.005>.
- Suárez-Varela, M., García-Valiñas, M., González-Gómez, F., Picazo-Tadeo, A.J., 2017. Ownership and performance in water services revisited: does private management really outperform public? *Water Resour. Manag.* 31 (8), 2355–2373. <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1495-3>.
- 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. *Environ. Plan C Politics Space* 36 (4), 726–749. <https://doi.org/10.1177/2399654417719558>.
- Sullivan, C., 2002. Calculating a water poverty index. *World Dev.* 30 (7), 1195–1210. [https://doi.org/10.1016/S0305-750X\(02\)00035-9](https://doi.org/10.1016/S0305-750X(02)00035-9).
- Sullivan, C., Meigh, J., Lawrence, P., 2006. Application of the water poverty index at different scales: a cautionary tale. *Water Int.* 31 (3), 412–426. <https://doi.org/10.1080/02508060608691942>.
- Sun, Y., Garrido-Baserba, M., Molinos-Senante, M., Donikian, N.A., Poch, M., Rosso, D., 2020. A composite indicator approach to assess the sustainability and resilience of wastewater management alternatives. *Sci. Total Environ.* 725, 138286. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138286>.
- United Nations General Assembly., 2010. The human right to water and sanitation.
- Wang, H., 2015. A generalized MCDA-DEA (multi-criteria decision analysis data envelopment analysis) approach to construct slacks-based composite indicator. *Energy* 80, 114–122. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2014.11.051>.
- Wang, Y.H., Wu, Y.H., Du, Y., Li, Q., Cong, Y., Huo, Z.Y., Hu, H.Y., 2019. Quantifying chlorine-reactive substances to establish a chlorine decay model of reclaimed water using chemical chlorine demands. *Chem. Eng. J.* 356, 791–798. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.09.091>.
- Weisner, M.L., Root, T.L., Harris, M.S., Mitsova, D., Liu, W., 2020. The complexities of trust between urban water utilities and the public. *Sustain. Water Resour. Manag.* 6, 1–12. <https://doi.org/10.1007/s40899-020-00407-6>.
- Wijesiri, B., Deilami, K., Goonetilleke, A., 2018. Evaluating the relationship between temporal changes in land use and resulting water quality. *Environ. Pollut.* 234, 480–486. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.096>.
- Woodbury, K., Dollery, B., 2004. Efficiency measurement in Australian local government: the case of New South Wales municipal water services. *Rev. Policy Res.* 21 (5), 615–636. <https://doi.org/10.1111/j.1541-1338.2004.00098.x>.

- Zahiri, B., Tavakkoli-Moghaddam, R., Rezaei-Malek, M., 2016. An MCDA-DEA approach for mixed-model assembly line balancing problem under uncertainty. *J. Intell. Fuzzy Syst.* 30 (5), 2737–2748. <https://doi.org/10.3233/IFS-152027>.
- Zhang, K., Yan, H., Zeng, H., Xin, K., Tao, T., 2019. A practical multi-objective optimization sectorization method for water distribution network. *Sci. Total Environ.* 656, 1401–1412. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.273>.
- Zhou, P., Ang, B.W., Poh, K.L., 2007. A mathematical programming approach to constructing composite indicators. *Ecol. Econom.* 62 (2), 291–297. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.12.020>.

José Antonio Palomero-González has a degree in Environmental Sciences from the University of Valencia and a Master's degree in Water Resources Management from the

University of Valencia. He is currently a doctoral student in Water Economics, and works in Global Omnium, a Spanish water company.

Vicent Almenar-Llongo has a degree and a doctorate in economics from the University of Valencia, a Master in Finance from ICADE, and is currently a full professor in the Department of Economics at the Catholic University of Valencia. His current lines of research are the efficiency and water economics.

Ramón Fuentes-Pascual has a degree and PhD in Economics from the University of Alicante, a Master's degree in Banking Economics from the University of Alicante, and is currently a full professor at the Department of Applied Economic Analysis at the University of Alicante and a member of the University Institute for Tourism Research.



### 3-. Conclusiones

La relación entre el agua y el desarrollo humano es innegable. Una de las primeras referencias a esta relación se encuentra en el preámbulo de la Declaración de Mar del Plata donde se incluye una mención explícita al derecho humano al agua y al saneamiento, hecho destacable ya que no ocurre con ningún otro derecho humano: “...un mundo en el que reafirmemos nuestros compromisos sobre el derecho humano al agua y al saneamiento, donde haya mejor higiene” (ONU, 1977).

A partir de esta declaración el principio de sostenibilidad aparece con más frecuencia relacionado con el desarrollo (Brown et al., 2017). Un claro ejemplo se puede encontrar en la agenda de los Objetivos de Desarrollo del Milenio, la cual incentivó las intervenciones rápidas en agua potable y en saneamiento con el fin de lograr la meta de cobertura fijada para 2015. Sin embargo, algunas de las intervenciones realizadas dentro de esta agenda no han resultado sostenibles debido a que, la sostenibilidad estaba como concepto, no se hablaba de ella en el seguimiento de dichas actuaciones (ONU-Agua, 2017).

Por ello, la Agenda 2030 (heredera de los Objetivos del Milenio) realiza unos cambios incorporando otros principios aparte de la sostenibilidad para que las acciones que se realicen dentro de sus programas sean sostenibles, buscando que se dé una mejora en la vida de todas las personas, tal y como se puede observar en su lema “no deja a nadie atrás” (Galán, 2019). Para ello, mejoran el control de las actuaciones realizadas mediante una evaluación y rendición de cuentas, donde se realiza un seguimiento y se exige la rendición de cuentas a escala local, estatal, regional y global. De ahí la importancia de disponer de sistemas fiables de evaluación y de medición de resultados.

Los ODS son la hoja de ruta más esperanzadora para el futuro de la humanidad. El mayor reto implícito en el paradigma de los ODS es hallar el equilibrio que permita satisfacer las necesidades de mayor crecimiento e incremento de la producción y, al mismo tiempo, comprometerse a reducir el impacto medioambiental y las desigualdades socioeconómicas (Brown et al., 2017; Cortés, 2018; Verdiales-López, 2019).

El ODS 6 tiene una vinculación directa con el DHA. Esta relación se observa en las metas 6.1 y 6.2, las cuales establecen los niveles de servicio para el agua potable y para el saneamiento que se corresponden directamente con los requisitos normativos de los

DHAS o con mayor amplitud a principios de universalidad e igualdad que caracterizan a los Derechos Humanos en general.

EL DHA y el ODS6 tienen gran importancia en el contexto actual de escasez de agua y cambio climático, crecimiento de población y el creciente aumento de la demanda de agua lo que pone en peligro la sostenibilidad de los servicios de abastecimiento y sus usos. Centrando el DHA y el ODS6 en el contenido de la presente tesis, el deterioro sistemático de las infraestructuras resulta un obstáculo muy serio para alcanzar la cobertura universal, ya que no bastará únicamente con mantener o incluso acelerar las inversiones en infraestructura nueva para alcanzar a las poblaciones que aún no disfrutaban de acceso (Bos, 2019). Por tanto, la consecución del DHA y el ODS6 están ligados para garantizar tanto el acceso al agua como la sostenibilidad donde se garantice este derecho para las generaciones presentes y futuras.

Para asegurar una realización progresiva sostenible de los DHAS los Estados deben realizar planificaciones estratégicas desde un enfoque de derechos humanos, implicando a los proveedores de servicios, los responsables de los sistemas de regulación, la cooperación internacional, las organizaciones de la sociedad civil y a la población en general para que, en el futuro, todas las personas puedan disfrutar de, al menos, un nivel mínimo de cada uno de los derechos (Brown et al., 2017; Galán, 2019; Morán-Blanco et al., 2021). Estas planificaciones tal y como se recoge en la nueva Directiva 2020/2184, deben realizarse siguiendo los planes sanitarios del agua que se definen como el único modelo de gestión específico para abastecimientos de agua basados en el análisis y evaluación de riesgos (World Health Organization, 2006; Dominguez-Chicas et al., 2010; Pinilla et al., 2012).

Tal y como remarca el Objetivo 6 de los ODS, es importante que los usuarios tengan acceso al agua sin que ésta suponga riesgos para la salud. Pero no hay que perder el horizonte de que el agua es un bien con muchos usos, por lo que debe ser socialmente aceptada y de calidad. En ese sentido, el tratamiento de potabilización resulta clave para eliminar los contaminantes físicos, químicos y biológicos presentes en el agua. Sin embargo, no está exento de costes, los cuales se deben recuperar mediante la tarifa del agua. Esto lleva a una problemática que los gestores se encuentran: ¿cómo mejorar la calidad del agua y reducir el riesgo para la salud pública y a su vez que ésta tenga el mínimo impacto en los usuarios?



Estas problemáticas relacionadas con el acceso al agua que surgen del DHA y los ODS, pese a parecer problemas actuales, se tratan de problemas que surgieron ya en los inicios de los abastecimientos de agua en el siglo XIX. Y es en este contexto donde se enmarca el primer artículo de la tesis, el cual presenta la historia del abastecimiento de agua en la ciudad de Valencia entre 1860-1910, destacando su importancia sobre la salud y mejora de la calidad de vida de las personas, y su relación con las medidas higiénicas que se desarrollaron durante el primer Ensanche de la ciudad.

Es importante destacar que en los últimos años ha crecido considerablemente el interés por conocer el origen y la evolución histórica de los abastecimientos de agua en España. En los últimos años es posible encontrar bastantes investigaciones sobre la historia de los abastecimientos (Matés-Barco, 2013a), como por ejemplo de Madrid (Rueda-Laffond, 1994; Correa, 2001); Barcelona (Guardia, 2012; Matés-Barco, 2016) o, como se desarrolla en la presente tesis, Valencia (Palomero-González et al., 2016).

Estos trabajos están poniendo de relieve las causas del desarrollo de las infraestructuras urbanas, los avances sanitarios que supusieron para la sociedad, y la evolución tecnológica que ha propiciado la extensión y creación de los abastecimientos de agua (Matés-Barco, 2013b). A su vez, la tarificación, los modelos de gestión y la preocupación ambiental son otros aspectos importantes a destacar en la historia de los abastecimientos de agua ya que ayudan a mejorar el conocimiento de los servicios urbanos (Matés-Barco, 2013a; 2013b).

El S.XIX marca el inicio de una revolución que cambiará radicalmente la forma de vida de la población y terminará con las elevadas tasas de mortalidad, propiciando un crecimiento vegetativo de la población. Los factores desencadenantes se sitúan en los inicios de la Revolución Industrial, a raíz de la cual la vida en el campo se desestructuró y los campesinos se ven obligados a migrar hacia las ciudades, las cuales comienzan a crecer sin ningún tipo de control ni planificación previa.

Este éxodo rural hacia las ciudades tiene como consecuencia que los migrantes se agrupen en barrios carentes de servicios y en viviendas hacinadas sin ventilación y con unas condiciones de vida deplorables. Este crecimiento de las ciudades sin orden genera una mala calidad de vida que favorece la aparición de enfermedades y la población es constantemente diezmada por epidemias. Como consecuencia, las tasas de mortalidad son muy elevadas.

Como respuesta a esta situación surgió una revolución que se desarrolló en las ciudades a favor de la promulgación de avances en la calidad de vida que mejoraran las condiciones de vida de la población y la salud en general: el higienismo. Este movimiento tuvo gran importancia y en base a él se diseñaron las nuevas ciudades, teniendo en cuenta la ventilación de las casas, el adoquinado de las calles, la construcción de alcantarillados, etc. Uno de los puntos clave de este movimiento era el tratamiento y distribución del agua, como medio para evitar epidemias y enfermedades. El poder consumir agua sin que supusiese ningún riesgo para la salud humana supuso un antes y un después en la calidad de vida de las personas.

Históricamente, el abastecimiento, potabilización y distribución del agua han sido competencia de los municipios o de prestatarios de servicios elegidos por estos (Matés-Barco, 2013a; 2013b; Ramos-Gorostiza & Cubero, 2015). De esta manera, se pretendía asegurar un buen servicio de agua por un precio módico, aunque las dificultades financieras y técnicas fueron las principales dificultades desde el primer momento.

En líneas generales, las medidas adoptadas para la gestión del servicio se tomaron mediante la cesión a las empresas privadas. Posteriormente, la balanza se fue inclinando a favor de la gestión municipal directa. Sin embargo, la complejidad del proceso y la interacción de los agentes públicos y privados ha provocado un efecto cambiante entre política municipalistas y otras defensoras de la gestión privada (Matés-Barco, 2013a; 2013b; Ramos-Gorostiza & Cubero, 2015).

El Estado fue cediendo a los ayuntamientos competencias y responsabilidades relacionadas con los servicios públicos. Las autoridades locales pasaron a ser los responsables de la planificación, organización, coordinación, ejecución y control de abastecimiento de aguas (Barciela-López & Melgarejo-Moreno, 2000). Esta evolución histórica ha derivado en diferentes modos de actuación para su gestión: concesión, gestión interesada, concierto, arrendamiento y empresa mixta (Matés-Barco, 2016). Por ejemplo, las concesiones a empresas privadas alcanzaron un notable desarrollo en la ley de 1879 estableciendo una dotación mínima diaria de 50 litros por habitante, fijando plazos para la caducidad de las concesiones y obligaba a que la compañía concesionaria fijara una tabla de tarifas.

La historia del suministro de agua está ligado a la historia de España y su creación y modernización estuvieron rezagadas respecto a otros servicios públicos como transporte, alumbrado, etc. Los motivos que retrasaban la participación privada no solo eran las

fuertes inversiones, sino también la incertidumbre en recuperarlas y las dificultades de estimar el nivel de demanda (Barciela-López & Melgarejo-Moreno, 2000; Matés-Barco, 2016).

La historia del abastecimiento de la ciudad Valencia es un claro ejemplo de la importancia del Higienismo en la mejora de la calidad de vida y su impacto en la reducción de los riesgos para la salud pública. Además, pone de manifiesto la relación que existe entre el abastecimiento de agua y la ordenación territorial. El abastecimiento fue creciendo y adaptándose al crecimiento de la ciudad, mejorando su tratamiento y distribución para garantizar cantidad y calidad de agua. También desde el punto de vista de la gestión, es importante destacar la relación que existe entre la historia del abastecimiento y la gestión actual. La historia de los abastecimientos tiene influencia en la gestión actual de muchos de ellos, como en el caso de Valencia (gestión indirecta mediante empresa mixta), Madrid (gestión directa por empresa pública) y Barcelona (gestión indirecta mediante una empresa privada).

Todos los abastecimientos con el fin de garantizar la recuperación de costes han establecido medidas reguladoras debido a sus características de bien imprescindible con externalidades positivas y negativas y por su consideración de monopolio natural (Matés-Barco, 2016). La regulación se entiende como una técnica ordenadora de aspectos relativos a los servicios públicos, la cual persigue la efectividad y disponibilidad de la prestación mediante la imposición de una serie de obligaciones a las empresas y usuarios, con el objetivo de cumplir los fines que señala la ley (Barciela-López & Melgarejo-Moreno, 2000; Matés-Barco, 2016).

La técnica utilizada para establecer una regulación del servicio de abastecimiento y controlar a las empresas concesionarias es establecer una regulación sistemática mediante las tarifas (Matés-Barco, 2016). Durante la segunda mitad del S. XIX la tarifa era un método muy común en España para controlar las concesiones de agua. Las empresas de agua tenían la obligación de respetar las tarifas fijadas en el contrato de concesión. La Administración obligaba a no elevar las tarifas por encima de los términos pactados (Barciela-López & Melgarejo-Moreno, 2000; Matés-Barco, 2016). La legislación prescribía que las memorias que acompañaban a la solicitud de la concesión debían incluir una detallada justificación de las tarifas. Además, la jurisprudencia reconocía el derecho del concesionario de determinar las tarifas según las condiciones marcadas y la legislación vigente (Matés-Barco, 2016).

Por tanto, la tarifa y la mejora de la gestión de los abastecimientos de agua para garantizar la cantidad y calidad suficiente de agua es una de las prioridades que surge desde el inicio de los abastecimientos de agua en el S. XIX. Esta temática es la que se desarrolla en el segundo artículo, el cual tiene como principal contribución el combinar la mejora de la calidad del agua con el menor impacto en la tarifa del agua. En él, se presenta una metodología basada en las funciones de coste, la cual se puede aplicar en la fase de diseño para ayudar a los gestores del agua a elegir un medio para mejorar el tratamiento de potabilización del agua con el menor impacto en la tarifa en tres pasos (análisis, obtención de costes y modificación de la tarifa del agua) mediante funciones de coste.

Las funciones de coste son una herramienta útil para predecir los costes antes de una implantación o mejora. Por ello, aplicadas en la fase de diseño para decidir cuál es la mejor opción entre varias opciones para conseguir el objetivo deseado. En el trabajo, se buscaba mejorar la calidad del tratamiento de potabilización con el menor impacto en la tarifa.

Se aplicó el método descrito en el trabajo. Primero, se realizó un análisis para ver la necesidad de mejorar el tratamiento de potabilización y se plantearon unas acciones que respondiesen a una mejora de la situación actual. Seguidamente, mediante las funciones de coste de la EPA se obtienen los costes de inversión y de operación y mantenimiento de las posibles alternativas para mejorar dicho tratamiento. En tercer lugar, se realiza un estudio para ver cómo financiar dichos costes buscando el menor impacto en la tarifa. En este sentido se pueden plantear modificaciones de la estructura tarifaria o modificar la tarifa existente.

Esta metodología es aplicada en un caso de estudio real en la ciudad de Valencia para mejorar el tratamiento de agua. Tras realizar el análisis, se detecta que el principal problema a tratar es la dureza del agua por los impactos negativos que presenta en las conducciones, en los hogares de los usuarios, su importancia en el sabor del agua y su relación con el riesgo para la salud pública. Para solucionar este problema, se elige la desinfección UV y una etapa de nanofiltración para mejorar la calidad del agua. Se realizan diversas combinaciones con estas tecnologías elaborando 4 propuestas con su valoración económica gracias a las funciones de coste que darían solución a este problema.

El tercer paso es modificar algunas partes de la actual tarifa del agua para financiar estas propuestas. En este caso, se opta por mantener la estructura tarifaria vigente y únicamente

se modifica la parte fija y la parte variable de la tarifa dentro un periodo de amortización. Así se obtienen los costes para financiar dichas mejoras y se procede a comparar los costes de cada una de las propuestas con los beneficios que cada propuesta tiene sobre la calidad del agua y minimización de los riesgos para la salud pública. Los resultados muestran que un aumento de unos 4 euros al mes/usuario podría mejorar la calidad del agua, con el menor impacto tarifario poniendo de manifiesto que pequeñas modificaciones de la tarifa pueden conseguir grandes mejoras en la calidad del agua.

Sin embargo, presenta una serie de limitaciones. En primer lugar, pese a que la EPA se trata de un organismo con gran recorrido y las funciones de coste que plantean son muy robustas y han estado validadas, puede que no se ajusten a los costes reales en el caso de estudio. Aunque esta limitación se da en la valoración económica de todas las propuestas, se debería verificar con costes reales con los resultados obtenidos. En segundo lugar, se debería realizar un estudio piloto para comprobar si las mejoras propuestas a nivel teórico presentan los resultados esperados ya que la variabilidad de la calidad del agua por condiciones estacionales puede variar.

En base a estas limitaciones, futuros trabajos deberían incluir la realización de funciones de coste propias para compararlas con los resultados obtenidos. De esta manera se vería si las funciones de coste de la EPA son aplicables de manera universal. Otro futuro trabajo, sería el desarrollo de un proyecto piloto durante un año para comprobar si las mejoras del tratamiento planteadas son válidas en el entorno mediterráneo y tienen los efectos que inicialmente se esperan de ellas. Por último, y quizás el trabajo a futuro más interesante, es el diseño de una nueva estructura tarifaria que minimice los impactos en los usuarios de las mejoras planteadas, que sea más asequible para los usuarios y sea más acorde a los DHA y los ODS.

El siguiente paso para mejorar la gestión de los abastecimientos es incidir en la red de distribución. Como se ha explicado en la introducción, las redes de distribución tienen gran importancia en la calidad del agua y, por ende, del servicio. Un buen tratamiento de potabilización puede ser inútil si la red de distribución no está en las condiciones adecuadas. Además, la situación que refleja la AEAS presenta un escenario con redes de distribución cada vez más antiguas y con dificultades para una correcta recuperación de costes que permita la renovación de la misma.

Es en este marco donde se plantea el tercer trabajo, un método basado en el análisis de eficiencia para la gestión de redes de distribución sectorizadas. La sectorización de las

redes hidráulicas, entre otras ventajas, permite una mejor y más temprana detección de posibles anomalías en las redes y permite limitar el rango de funcionamiento en caso de reparaciones y trabajos de mantenimiento, minimizando así las molestias a los vecinos en caso de tener que realizar trabajos. Además, la sectorización de la red de agua permite mantener un control continuo de los caudales que discurren por cada zona, evitando pérdidas y consumos innecesarios de agua y consiguiendo un importante ahorro de agua potable. Así, con la sectorización es posible mejorar el rendimiento hidráulico y el control sobre los parámetros que afectan a la calidad del agua.

Pese a que hay numerosas referencias en la literatura sobre la sectorización, su correcto diseño y las ventajas que presenta; no se han encontrado trabajos que hayan abordado el tema de la eficiencia de la sectorización, a pesar de ser de gran importancia para optimizar el uso de un recurso escaso como es el agua para uso urbano. Esta falta de estudios es más notoria en cuanto a la eficiencia de las redes ya sectorizadas. Y no hay que perder de vista que la mayoría de redes de distribución en la actualidad en la gran mayoría de las poblaciones en países desarrollados o en vías de desarrollo están sectorizadas.

Sobre esta base, el objetivo (y la novedad) de este trabajo es proporcionar una metodología para analizar la eficiencia de las redes centrándose en sectores individuales. En otras palabras, la principal novedad del trabajo consiste en considerar cada sector de la red de distribución de la ciudad como una unidad de estudio independiente y aplicando el DEA-WRDDM.

La selección de este modelo utilizado es que, a diferencia de los modelos anteriores que tienen la limitación de que no pueden proporcionar puntuaciones de eficiencia e ineficiencia individuales por variables, WRDDM aborda todas estas cuestiones para tomar mejores decisiones de gestión. De este modo, la principal ventaja del modelo es que combina DDF junto con un modelo no radial utilizado en la evaluación de la contribución de cada variable al componente de ineficiencia. Esto permite comprender su impacto en los cambios en la eficiencia de las unidades de decisión.

La aplicación del DEA-WRDDM a las redes de distribución de agua sectorizadas permite optimizar los recursos a la hora de mejorar la gestión y la eficiencia. En primer lugar, conocer la eficiencia comparativa de cada sector de la red de distribución de agua permite decidir sobre qué sectores actuar para mejorar la eficiencia de forma prioritaria. En segundo lugar, el WRDDM muestra la eficiencia de cada variable. Con esta información, es posible saber qué variables o conjuntos de variables determinan la eficiencia global.

De esta manera, los gestores pueden utilizar esta información para mejorar la eficiencia y optimizar el sector de la distribución de agua.

Para comprobar el modelo seleccionado, se eligió la ciudad de Valencia como área de estudio. La red de distribución de Valencia tiene 47 sectores y da servicio a una población de casi 800.000 habitantes. A partir de los datos proporcionados por EMIVASA y de la revisión de la literatura, se eligieron dos inputs (presión y costes de operación y mantenimiento por longitud de tubería del sector), un output deseado (caudal suministrado/usuarios) y tres outputs no deseados (fugas/longitud de tubería del sector, variación de la turbidez y variación del cloro libre residual).

Los resultados obtenidos en este caso práctico del análisis DEA-WRDDM apuntan a la existencia de un factor de estacionalidad en la eficiencia y muestran que casi la mitad de los sectores analizados tienen una eficiencia muy alta, aunque los resultados del análisis aplicado a cada una de las variables indican que no todas ellas se utilizan de forma eficiente. Los resultados concretos obtenidos al aplicar el DEA-WRDDM pueden permitir a los gestores detectar en qué sectores de la red de distribución de agua y en qué variables concretas deben actuar para mejorar la eficiencia del servicio, lo cual puede resultar de gran utilidad para los gestores del suministro de agua.

La información sobre el nivel de eficiencia de cada sector de la red puede permitir a los gestores determinar de forma objetiva qué sectores deben priorizarse sobre otros a la hora de realizar inversiones y mejoras. Además, como el DEA-WRDDM proporciona el valor de eficiencia de cada variable analizada y la eficiencia de cada variable en cada sector, de manera que es posible detectar qué variable da lugar a un menor nivel de eficiencia. De este modo, se pueden tomar medidas o acciones específicas para mejorar la eficiencia de la variable, del sector y de la red.

Con todo, este estudio tiene ciertas limitaciones relacionadas con los datos. Una de ellas es que los datos disponibles sólo se refieren a un año, y es imposible verificar la existencia de estacionalidad. Otra es el número de variables utilizadas, ya que consideramos que utilizar sólo cinco variables es débil e insuficiente, pero estas variables son las que la empresa decidió proporcionarnos. Por otro lado, dado que el objetivo de este trabajo es básicamente trasladar una metodología para la gestión de redes de distribución de agua sectorizadas, las empresas que lo apliquen en el futuro tendrán y podrán utilizar más variables por periodos y de interés y sectores.

Como futuras líneas de investigación, sería en base a una serie temporal más larga, estudiaríamos la existencia (o no) de estacionalidad de la eficiencia. Asimismo, con los datos temporales de los sectores, se podría aplicar un modelo de datos de panel para estimar las variables de las que depende la eficiencia de los sectores de la red de distribución de agua (antigüedad o materiales de las tuberías, porcentaje de tuberías revisadas, densidad entendida como usuarios por km de tuberías, inversiones realizadas en el sector, estacionalidad en el consumo de agua, temperatura, etc.). Una investigación de este tipo podría proporcionar una explicación detallada de los resultados aquí presentados.

Independientemente de la obtención de nuevos datos, con la información utilizada para este estudio, se podría realizar un análisis de eficiencia mediante el Análisis Envolvente de Datos Difusos (Fuzzy-DEA) para relajar el supuesto de que el caudal es un factor no discrecional y no controlable. De esta manera, se podría comparar los resultados de ambos modelos y ver si hay o no similitud.

Pero como se ha visto en la introducción, la gestión eficiente de los abastecimientos de agua debe tener como fin último garantizar el acceso a todos los usuarios, tanto en cantidad y calidad, y garantizar la sostenibilidad técnica, económica a la par que la responsabilidad con el medio ambiente tal y como se recoge en los DHA y los ODS. No hay que perder el foco de que el abastecimiento de agua es un servicio público con grandes beneficios positivos para la salud pública y la calidad de vida.

El último artículo del compendio busca centrar la atención en introducir a los usuarios en la gestión. Para ello, presenta el diseño de un índice compuesto para medir la calidad del suministro de agua a partir de las variables que se considera que afectan a la percepción de los usuarios sobre la calidad de los servicios de suministro de agua de una forma sencilla, objetiva y económica utilizando el MCDA-DEA.

Este modelo cumple todos los requisitos establecidos por el Centro Común de Investigación-Comisión Europea. Sus principales ventajas son que proporciona un indicador global de las percepciones de los usuarios y cuantifica cuánto deben cambiar estos indicadores para que dichas percepciones mejoren. Además, aunque la aproximación a la percepción de los usuarios sobre la calidad de los servicios de abastecimiento de agua es importante, conocer qué aspectos influyen más en esta valoración puede conducir a un servicio mejor, más eficiente y más aceptado socialmente. En consecuencia, esta metodología proporciona un nuevo indicador para mejorar la



gestión del suministro de agua desde un punto de vista técnico, económico y social, coherente con la noción de economía circular.

Las variables seleccionadas para este índice son la calidad de la red (relacionada con el riesgo para la salud pública), la calidad del agua, el precio del agua, las quejas, las molestias causadas por la mejora de la red y la continuidad del servicio. Estas variables proporcionan información completa sobre los aspectos relevantes de la calidad de los usuarios de los servicios de suministro de agua, combinando variables técnicas, económicas y sociales.

Con el objetivo de comprobar el modelo propuesto, se ha realizado un caso de estudio en 32 municipios del área metropolitana de Valencia. Los resultados reflejan una aproximación a la calidad de la prestación del servicio, en un intento de evaluar cómo perciben los usuarios el servicio de agua en los municipios de la muestra (sin embargo, el IC no es estrictamente un indicador de la percepción de los usuarios). La puntuación media fue alta, lo que indica un alto grado de calidad del suministro de agua. El modelo también muestra cuánto debe mejorar cada variable para mejorar la calidad de la gestión del suministro de agua. En el caso de estos 32 municipios, los factores de mejora son, por orden, las molestias causadas por la mejora de la red, la eficacia de la red (vinculada al sabor del agua) y el precio.

En cuanto a la aplicabilidad, incluir a los usuarios en la toma de decisiones a través de las variables que afectan a su percepción de la calidad del servicio de abastecimiento de agua y disponer de un índice de calidad de los servicios de abastecimiento de agua puede ser de gran utilidad para las empresas gestoras y los ayuntamientos. Dado que el modelo MCDA-DEA muestra la capacidad de mejora de los factores incluidos en el IC, este método indica cómo mejorar la calidad considerando las variables más comunes de la calidad percibida del servicio. En este sentido, los resultados obtenidos con esta metodología pueden ayudar a los gestores a mejorar el conocimiento de la calidad percibida por los usuarios del servicio de abastecimiento de agua de una forma objetiva, rápida, sencilla y económica.

Por último, este estudio abre dos posibles líneas de investigación futuras. La primera se refiere a comparar los resultados obtenidos por la IC con los de una encuesta a los usuarios para comprobar la fiabilidad del modelo. La segunda consiste en determinar los factores que influyen en las evaluaciones de los usuarios sobre las variables utilizadas en este estudio. Estas sugerencias se abordarán en futuras investigaciones para mejorar el IC

propuesto y proporcionar así más información sobre cómo mejorar los servicios de suministro de agua.

Como conclusión, la presente tesis propone 4 trabajos que pretenden ayudar a mejorar la gestión eficiente de los abastecimientos de agua dentro del marco de la normativa europea, el DHA y los ODS. Con los modelos propuestos se fomenta una gestión sostenible desde un punto de vista técnico, económico y social, siempre destacando que el agua es un servicio público para los usuarios y que presenta grandes beneficios para éstos. Todos estos trabajos han sido aplicados a casos prácticos en la ciudad de Valencia y su área metropolitana.

Todos los modelos presentados en esta tesis se presentan como herramientas de gestión desde el punto de vista de las empresas gestoras de agua o para los responsables públicos del servicio de abastecimiento de agua. Los modelos presentados se centran en la primera parte del ciclo urbano del agua, planteando nuevos modelos que ayuden a la toma de decisiones o la evaluación de los servicios actuales de manera complementaria a los actuales métodos de control y gestión.

Con el fin de conseguir este objetivo, se presenta un compendio de 4 artículos. El primero de ellos, se trata de un artículo donde se habla del origen de los abastecimientos en España y su relación a los planes de Ensanche, en otras palabras, al desarrollo de las ciudades. En este trabajo se presenta el caso particular de la ciudad de Valencia y su historia, destacando los beneficios sociales y para la salud que supuso el obtener agua apta para el consumo humano y la importancia que tiene la historia en la gestión de los abastecimientos actuales.

Seguidamente, el segundo artículo, presenta un estudio sobre cómo mejorar el tratamiento de agua mediante procesos de membrana y su financiación mediante el uso de funciones de coste sin que ello suponga un gran impacto en el usuario. En este trabajo, aplicado a las ETAPs de la ciudad de Valencia, se proponen 4 propuestas de mejora y se realiza un estudio mediante las funciones de coste de la EPA. Con estas funciones se obtienen los costes de dichas propuestas y modificando sensiblemente la tarifa vigente se observa que con muy poco impacto en el usuario se podría mejorar el agua garantizando su calidad y mejorando el sabor de las mismas (gracias a las propuestas presentadas).

Una vez mejorado el tratamiento de potabilización y estudiado su impacto en la tarifa, el tercer artículo, presenta un modelo para la gestión eficiente de redes sectorizadas

aplicando el modelo DEA-WRDDM combinado variables de tipo técnico, de calidad de agua y económicas en un único modelo que permite obtener un único el valor de eficiencia mediante la combinación de las variables. Cada sector se compara con el resto de sectores que conforman la red con el objetivo de detectar cuales son los sectores con menor eficiencia. Además, también permite conocer el valor de la eficiencia de las variables analizadas de manera individualizada, para que no sólo saber en qué zonas es necesario actuar, sino en qué variable o variables hay que priorizar la actuación para mejorar la eficiencia global.

Finalmente, el cuarto artículo, presenta un índice compuesto para estimar la calidad percibida del servicio de abastecimiento de agua combinado las principales variables que un usuario percibe como la calidad del servicio de abastecimiento de agua para agregarlas en un indicador único. Este modelo se ha aplicado de manera práctica a gran parte de los municipios que conforman el área metropolitana de Valencia. Los resultados permiten obtener una puntuación (entre 0 y 1) que representa la nota de la calidad que los usuarios perciben del servicio de agua. Además, también permite conocer cuáles son las variables que generan la puntuación de la calidad percibida con el objetivo de plantear mejoras para conseguir que el abastecimiento no sólo sea más eficiente, sino como servicio público que es, sea socialmente aceptado y los usuarios sean considerados en la gestión del mismo.



## BIBLIOGRAFÍA

Abbott, M., Cohen, B., Wang, W. C. (2012). The performance of the urban water and wastewater sectors in Australia. *Utilities Policy*, 20(1), 52-63.

Ablanedo-Rosas, J. H., Guerrero Campanur, A., Olivares-Benitez, E., Sanchez-Garcia, J. Y., & Nuñez-Ríos, J. E. (2020). Operational Efficiency of Mexican Water Utilities: Results of a Double-Bootstrap Data Envelopment Analysis. *Water*, 12(2), 553.

AEAS (Asociación Española Abastecimiento de Aguas y Saneamiento). (2018). *XV Estudio Nacional*. Madrid (Spain)

Al-Assa'd, T., & Sauer, J. (2010). The performance of water utilities in Jordan. *Water Science and Technology*, 62(4), 803-808.

Alcaide-González, R. (1999). La introducción y el desarrollo del Higienismo en España durante el siglo XIX: Precursores, continuadores y marco legal de un proyecto científico y social. *Scripta Nova*, 50.

Alegre, H., Baptista, J. M., Cabrera Jr, E., Cubillo, F., Duarte, P., Hirner, W., & Parena, R. (2016). *Performance indicators for water supply services*. IWA publishing.

Ali, M., Yadav, A., Anis, M., & Sharma, P. (2015). Multiple criteria decision analysis using DEA-Topsis method for hazardous waste management: a case study of the USA. *International Journal of Managing Information Technology*, 7(3), 1-17.

Alves, F. M. M. (2019). Hacia los objetivos de la agenda 2030 de las naciones unidas a través de la educación y el desarrollo. *Revista Nova Paideia-Revista Interdisciplinar em Educação e Pesquisa*, 1(3), 34-42.

Amorocho-Daza, H., Cabrales, S., Santos, R., & Saldarriaga, J. (2019). A new multi-Criteria decision analysis methodology for the selection of new water supply infrastructure. *Water*, 11(4), 805.

Ananda, J. (2014). Evaluating the performance of urban water utilities: Robust nonparametric approach. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 140(9), 04014021.

Aparicio, J., Kapelko, M., & Monge, J. F. (2020). A well-defined composite indicator: An application to corporate social responsibility. *Journal of Optimization Theory and Applications*, 186(1), 299-323.

Arbués, F. & Barberán, R. (2012) Tariffs for urban water services in Spain: household size and equity. *International Journal of Water Resources Development*, 28(1), 123–140. DOI: 10.1080/07900627.2012.642235.

Arbués, F., & Villanua, I. (2006). Potential for pricing policies in water resource management: Estimation of urban residential water demand in Zaragoza, Spain. *Urban Studies*, 43(13), 2421-2442.

Arbués, F., Barberan, R., & Villanua, I. (2004). Price impact on urban residential water demand: A dynamic panel data approach. *Water Resources Research*, 40(11).

Arroyo-Menéndez, M., & Sábada-Rodríguez, I. (Eds.). (2012). *Metodología de la investigación social: técnicas innovadoras y sus aplicaciones*. Síntesis.

Asghari, F. B., Pakdel, M., Mohammadi, A. A., & Yousefi, M. (2019). Spatial and temporal variation of physicochemical and microbial quality of drinking water for the distribution network in Maku, Iran. *Desalination and Water Treatment*, 142, 82-89.

Ayuntamiento de Valencia (1890). *Estudios para el mejoramiento de las aguas potables de Valencia*. Valencia: Ayuntamiento de Valencia.

Ayuntamiento de Valencia (1896). *La Junta Municipal de Sanidad hace presente al Ayuntamiento de Valencia el peligro que corre el vecindario por las malas condiciones que suministra la empresa y la urgentísima necesidad de ponerle remedio*. Valencia: Ayuntamiento de Valencia.

Ayuntamiento de Valencia (1899). *Comprobación de las cualidades y cantidad del agua potable que suministra la empresa concesionaria de la explotación del servicio*. Valencia: Ayuntamiento de Valencia.

Ayuntamiento de Valencia (1900). *Determinación de los medios que pueda utilizar el Ayuntamiento para obligar a la Sociedad Aguas Potables a dar buen servicio*. Valencia: Ayuntamiento de Valencia.

Ayuntamiento de Valencia (1901). *Transcripción en el registro de aprovechamiento de aguas públicas a Valencia para el abastecimiento de aguas potables*. Valencia: Ayuntamiento de Valencia.

Aziz, J. A. (2005). Management of source and drinking-water quality in Pakistan. *EMHJ-Eastern Mediterranean Health Journal*, 11(5-6), 1087-1098.

- Bailey, W. R., & Buckley, C. A. (2004). Modelling Domestic Water Tariffs. *Proceedings of the 2004 Water Institute of Southern Africa (WISA) Biennial Conference, 2-6 May 2004*, (May), 759-769.
- Bairoch, P. and Goertz, G. (1986). Factors of Urbanization in the Nineteenth Century Developed Countries: A Descriptive and Econometric Analysis. *Urban Studies*, 23, 285-305. Retrieved from [https://deepblue.lib.umich.edu/bitstream/handle/2027.42/68656/10.1080\\_00420988620080351.pdf](https://deepblue.lib.umich.edu/bitstream/handle/2027.42/68656/10.1080_00420988620080351.pdf)
- Baltazar, M. E., Jardim, J., Alves, P., & Silva, J. (2014). Air transport performance and efficiency: MCDA vs. DEA approaches. *Procedia-Social and Behavioral Sciences*, 111, 790-799.
- Barciela-López, C., & Melgarejo-Moreno, J. (2000). *El agua en la historia de España*. Universidad de Alicante.
- Barona Vilar, C. (2002). *Organización sanitaria y de la higiene pública en la provincia de Valencia (1854-1936)*. Valencia: Universidad de Valencia.
- Barros, C.P.; Managi, S.; Matousek, R. (2012) The technical efficiency of the Japanese banks: non-radial directional performance measurement with undesirable output. *Omega*, 40, 1–8.
- Bartram, J., Corrales, L., Davison, A., Deere, D., Drury, D., Gordon, B., Howard, G., Rinehold, A. & Stevens, M. (2009) Manual para el desarrollo de planes de seguridad del agua. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- Bel, G. (2006). *Economía y política de la privatización local*, Marcial Pons, Madrid.
- Belton, V., & Stewart, T. J. (1999). DEA and MCDA: Competing or complementary approaches? In *Advances in decision analysis* (pp. 87-104). Springer, Dordrecht.
- Benito, B., Faura, Ú., Guillamón, M. D., & Ríos, A. M. (2019). The efficiency of public services in small municipalities: The case of drinking water supply. *Cities*, 93, 95-103.
- Benito, B., Faura, Ú., Guillamón, M. D., & Ríos, A. M. (2019). The efficiency of public services in small municipalities: The case of drinking water supply. *Municipalities*, 93, 95-103.

- Bera, K., & Banik, P. (2019). Multi-criteria decision analysis (MCDA) for surface water management plan, a case study of Kansachara sub-watershed, West Bengal, India. *Water Supply*, 19(7), 2156-2162.
- Berg, S.; Marques, R. (2011) Quantitative studies of water and sanitation utilities: A benchmarking literature survey. *Water Policy*, 13, 591–606.
- Bertelli, C., Courtois, S., Rosikiewicz, M., Piriou, P., Aeby, S., Robert, S., ... & Greub, G. (2018). Reduced chlorine in drinking water distribution systems impacts bacterial biodiversity in biofilms. *Frontiers in microbiology*, 9, 2520.
- Bi, G., Wang, P., Yang, F., & Liang, L. (2014). Energy and environmental efficiency of China's transportation sector: a multidirectional analysis approach. *Mathematical Problems in Engineering*.
- Bian, Y., Yan, S., & Xu, H. (2014). Efficiency evaluation for regional urban water use and wastewater decontamination systems in China: A DEA approach. *Resources, Conservation and Recycling*, 83, 15-23.
- Blanco-Orozco, M. 2015 Regulación en Europa. Prácticas tarifarias. XXXIII Jornadas Técnicas de AEAS, Burgos, Spain.
- Blokker, E. J. M., & Schaap, P. G. (2015). Particle accumulation rate of drinking water distribution systems determined by incoming turbidity. *Procedia Engineering*, 119, 290-298.
- Boix, V. (1845a). Crónica de la Quincena. *El Fénix*, (6), 7.
- Boix, V. (1845b). Aguas Potables. *El Fénix*, (7), 75-77.
- Boix, V. (1845c). Aguas Potables. *El Fénix*, (8), 88-89.
- Boix, V. (1846). Crónica de la Quincena. *El Fénix*, (19), 222.
- Boland, J., & Whittington, D. (2000). Water tariff design in developing countries: disadvantages of increasing block tariffs (IBTs) and advantages of uniform price with rebate (UPR) designs. *Water Resources Management*, (December 2014), 1-37.
- Bos, R. (2019). *Manual Sobre los Derechos Humanos al Agua Potable y Saneamiento para Profesionales*. IWA Publishing.



- Brettenny, W., & Sharp, G. (2016). Efficiency evaluation of urban and rural municipal water service authorities in South Africa: A data envelopment analysis approach. *Water SA*, 42(1), 11-19.
- Brettenny, W., & Sharp, G. (2018). Evaluation of the effectiveness of the National Benchmarking Initiative (NBI) in improving the productivity of water services authorities in South Africa. *Water SA*, 44(1), 37-44.
- Brown, C., & Heller, L. (2017). Cooperación para el desarrollo en los sectores de agua y saneamiento: ¿está basada en el marco de los derechos humanos? *Ciência & Saúde Coletiva*, 22, 2247-2256.
- Bruaset, S., & Sægrov, S. (2018). An analysis of the potential impact of climate change on the structural reliability of drinking water pipes in cold climate regions. *Water*, 10(4), 411.
- Burlingame, G. A., Doty, R. L., & Dietrich, A. M. (2017). Humans as sensors to evaluate drinking water taste and odor: a review. *Journal-American Water Works Association*, 109(11), 13-24.
- Burrows, R., Crowder, G. S., & Zhang, J. (2000). Utilisation of network modelling in the operational management of water distribution systems. *Urban Water*, 2(2), 83-95.
- Bustamante, A., Sebastia, L., & Onaindia, E. (2021). On the Representativeness of OpenStreetMap for the Evaluation of Country Tourism Competitiveness. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 10(5), 301.
- Byrnes, J., Crase, L., Dollery, B., & Villano, R. (2010). The relative economic efficiency of urban water utilities in regional New South Wales and Victoria. *Resource and Energy Economics*, 32(3), 439-455
- Cabello, J. M., Navarro-Jurado, E., Thiel-Ellul, D., Rodríguez-Díaz, B., & Ruiz, F. (2021). Assessing environmental sustainability by the double reference point methodology: the case of the provinces of Andalusia (Spain). *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 28(1), 4-17.
- Cabrera Jr, E., Estruch-Juan, E., & Molinos-Senante, M. (2018). Adequacy of DEA as a regulatory tool in the water sector. The impact of data uncertainty. *Environmental Science & Policy*, 85, 155-162.

- Cabrera, E., & de Fluidos, C. D. M. (2008). El suministro de agua urbano en España. *Fundación Nueva Cultura del Agua. Panel científico-técnico de seguimiento de la política de aguas. Convenio Universidad de Sevilla–Ministerio de Medio Ambiente.*
- Cabrera, E., Dane, P., Haskins, S., & Theuretzbacher-Fritz, H. (2017). Benchmarking para servicios de agua: Guiando a los prestadores de servicios hacia la excelencia.
- Cabrera Jr, E., Estruch-Juan, E., & Molinos-Senante, M. (2018). Adequacy of DEA as a regulatory tool in the water sector. The impact of data uncertainty. *Environmental Science & Policy*, 85, 155-162.
- Cabrera, E., Pardo, M. A., Cabrera Jr, E., & Cobacho, R. (2010). Agua y energía en España. Un reto complejo y fascinante. *Ingeniería del agua*, 17(3), 235-246.
- Cabrera-Rochera, E. Indicadores de Desempeño Para Servicios de Abastecimiento de Agua; Editorial Universitat Politècnica de València: Valencia, Spain, 2018.
- Cabrera-Rochera, E.; Dane, P.; Haskins, S.; Theuretzbacher-Fritz, H. Benchmarking para servicios de agua. Guiando a los prestadores de servicios hacia la excelencia. In Colección Manual de Referencia; Editorial Universitat Politècnica de València: Valencia, Spain, 2014.
- Cai, Y., Yue, W., Xu, L., Yang, Z., & Rong, Q. (2016). Sustainable urban water resources management considering life-cycle environmental impacts of water utilization under uncertainty. *Resources, Conservation and Recycling*, 108, 21-40.
- Calizaya, A., Meixner, O., Bengtsson, L., & Berndtsson, R. (2010). Multi-criteria decision analysis (MCDA) for integrated water resources management (IWRM) in the Lake Poopo Basin, Bolivia. *Water resources management*, 24(10), 2267-2289.
- Campbell, E., Izquierdo, J., Montalvo, I., Ilaya-Ayza, A., Pérez-García, R., & Tavera, M. (2015). A flexible methodology to sectorize water supply networks based on social network theory concepts and multi-objective optimization. *Journal of Hydroinformatics*, 18(1), 62-76.
- Campbell, E., Izquierdo, J., Montalvo, I., & Pérez-García, R. (2016). A novel water supply network sectorization methodology based on a complete economic analysis, including uncertainties. *Water*, 8(5), 179.
- Carballo, B., Pallol, R. y Vicente, F. (2008). *El Ensanche de Madrid Historia de una capital*. Madrid: Editorial Complutense S.A.

- Cardoso, M. A., Poças, A., Silva, M. S., Ribeiro, R., Almeida, M. C., Brito, R. S., ... & Alegre, H. (2016). Innovation results of IAM planning in urban water services. *Water Science and Technology*, 74(7), 1518-1526.
- Carriço, N., Covas, D. I. C., Almeida, M. C., Leitão, J. P., & Alegre, H. (2012). Prioritization of rehabilitation interventions for urban water assets using multiple criteria decision-aid methods. *Water Science and Technology*, 66(5), 1007-1014.
- Casas-Anguita, J., Repullo-Labrador, J., & Donado-Campos, J. (2003). La encuesta como técnica de investigación. Elaboración de cuestionarios y tratamiento estadístico de los datos (I). *Atención primaria*, 31(8), 527-538.
- Castro, P., & Neves, M. (2003). Chlorine decay in water distribution systems case study—lousada network. *Electronic Journal of Environmental, Agricultural and Food Chemistry*, 2(2), 261-266.
- Cerdá, I., Barrera de Irimo, A., Estapé, F., & Instituto de Estudios Fiscales (España). (1968). *Teoría general de la urbanización y aplicación de sus principios y doctrinas a la reforma y Ensanche de Barcelona*. Barcelona: Instituto de Estudios Fiscales.
- Chaves, H. M., & Alipaz, S. (2007). An integrated indicator based on basin hydrology, environment, life, and policy: the watershed sustainability index. *Water Resources Management*, 21(5), 883-895.
- Chen, P. C., Yu, M. M., Chang, C. C., & Managi, S. (2014). Non-radial directional performance measurement with undesirable outputs.
- Cherchye, L., Moesen, W., Rogge, N., & Van Puyenbroeck, T. (2006). Creating Composite Indicators with DEA Analysis: The Case of the Technology Achievement Index. *Joint Research Centre, European Commission, Italy*.
- Choi, T., Kang, K., & Koo, J. (2015). Efficiency evaluation of leakage management using data envelopment analysis. *Journal-American Water Works Association*, 107(1), E1-E11.
- Chung, Y. H., Färe, R., & Grosskopf, S. (1997). Productivity and undesirable outputs: a directional distance function approach. *Journal of Environmental Management*, 51(3), 229-240.
- Clark, R. M., Grayman, W. M., Males, R. M. & Hess, A. F. (1993) Modeling contaminant propagation in drinking-water distribution systems. *Journal of Environmental Engineering* 119(2), 349–364.

Cole, G., O'Halloran, K. & Stewart, R. A. (2012). Time of use tariffs: implications for water efficiency. *Water Science & Technology: Water Supply* 12(1), 90–100.

Colegio de Caminos Canales y Puertos de Alicante. (1991). *El saneamiento de Alicante en 1905: Ciencia, técnica e Higienismo. Facsímil de la Memoria del Proyecto de Saneamiento del Puerto de Alicante*. Alicante: Colegio de Caminos Canales y Puertos de Alicante

Constans, S., Brémond, B., & Morel, P. (2003). Simulation and control of chlorine levels in water distribution networks. *Journal of water resources planning and management*, 129(2), 135-145.

Cooper, W. W., Seiford, L. M., Tone, K., & Zhu, J. (2007). Some models and measures for evaluating performances with DEA: past accomplishments and future prospects. *Journal of Productivity Analysis*, 28(3), 151-163.

Corbín, J. L. (1996). *El Ensanche Noble de Valencia: entre Colón y la gran Vía Marqués del Turia*. Valencia: Federico Domenech, S.A

Cordão, M. J. D. S., Rufino, I. A. A., Barros Ramalho Alves, P., & Barros Filho, M. N. M. (2020). Water shortage risk mapping: a GIS-MCDA approach for a medium-sized city in the Brazilian semi-arid region. *Urban Water Journal*, 17(7), 642-655.

Correa, A. B. (2001). Madrid y el Canal de Isabel II. *Revista de obras públicas*, (3.414), 29.

Cortés, R. P. (2018). La Agenda 2030 y sus Objetivos de Desarrollo Sostenible. *Revista de Derecho Ambiental*, (10), 99-121.

Cubbin, J., & Tzanidakis, G. (1998). Regression versus data envelopment analysis for efficiency measurement: an application to the England and Wales regulated water industry. *Utilities policy*, 7(2), 75-85.

Cunha, M., Marques, J., & Savić, D. (2020). A flexible approach for the reinforcement of water networks using multi-criteria decision analysis. *Water Resources Management*, 34(14), 4469-4490.

D'Inverno, G., & De Witte, K. (2020). Service level provision in municipalities: A flexible directional distance composite indicator. *European Journal of Operational Research*, 286(3), 1129-1141.

- D'Inverno, G., Carosi, L., & Ravagli, L. (2018). Global public spending efficiency in Tuscan municipalities. *Socio-Economic Planning Sciences*, 61, 102-113.
- da Cruz, N. F., Carvalho, P., & Marques, R. C. (2013). Disentangling the cost efficiency of jointly provided water and wastewater services. *Utilities Policy*, 24, 70-77.
- Dahan, M., & Nisan, U. (2007). Unintended consequences of increasing block tariffs pricing policy in urban water. *Water Resources Research*, 43(3), 1-10.
- Darehmiraki, M., & Behdani, Z. (2013). A new DEA approach to rank alternatives in MCDA. *Journal of Data Envelopment Analysis and Decision Science*, 2013, 1-7.
- Davison, A., Howard, G., Stevens, M., Callan, P., Fewtrell, L., Deere, D., ... & World Health Organization. (2005). *Water safety plans: Managing drinking-water quality from catchment to consumer* (No. WHO/SDE/WSH/05.06). World Health Organization.
- De Albuquerque, C., & Roaf, V. (2012). Derechos hacia el final. *Buenas prácticas en la realización de los derechos al agua y al saneamiento*.
- De Luis Romero, E., Fernández Aller, C., & Guzmán Acha, C. (2013). Derecho humano al agua y al saneamiento: derechos estrechamente vinculados al derecho a la vida. *Documentación social*, 170, 217-236.
- De Witte, K., & Marques, R. C. (2011). Big and beautiful? On non-parametrically measuring scale economies in non-convex technologies. *Journal of Productivity Analysis*, 35(3), 213-226.
- Delgado-Antequera, L., Gémar, G., Molinos-Senante, M., Gómez, T., Caballero, R., & Sala-Garrido, R. (2021). Eco-efficiency assessment of municipal solid waste services: Influence of exogenous variables. *Waste Management*, 130, 136-146.
- Delpla, I., Legay, C., Proulx, F., & Rodriguez, M. J. (2020). Perception of tap water quality: Assessment of the factors modifying the links between satisfaction and water consumption behavior. *Science of the Total Environment*, 722, 137786.
- Di Nardo, A., & Di Natale, M. (2011). A heuristic design support methodology based on graph theory for district metering of water supply networks. *Engineering Optimization*, 43(2), 193-211. Di Nardo, A., Di Natale, M., & Santonastaso, G. F. (2014). A comparison between different techniques for water network sectorization. *Water Science and Technology: Water Supply*, 14(6), 961-970.

- Di Nardo, A., Di Natale, M., Santonastaso, G. F., Tzatchkov, V. G., & Alcocer-Yamanaka, V. H. (2013). Water network sectorization based on a genetic algorithm and minimum dissipated power paths. *Water Science and Technology: Water Supply*, 13(4), 951-957.
- Di Nardo, A., Di Natale, M., Santonastaso, G. F., Tzatchkov, V. G., & Alcocer-Yamanaka, V. H. (2014). Water network sectorization based on graph theory and energy performance indices. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 140(5), 620-629.
- Diario Oficial de la Comunitat Valenciana 2014 Diario Oficial de la Comunitat Valenciana. January 11, 2014, Num. 7189.
- Dietrich, A. M., & Burlingame, G. A. (2020). A review: The challenge, consensus, and confusion of describing odors and tastes in drinking water. *Science of The Total Environment*, 713, 135061.
- Dobos, I., & Vörösmarty, G. (2014). Green supplier selection and evaluation using DEA-type composite indicators. *International Journal of Production Economics*, 157, 273-278.
- Dočekalová, M. P., & Kocmanová, A. (2016). Composite indicator for measuring corporate sustainability. *Ecological Indicators*, 61, 612-623.
- Dominguez-Chicas, A., & Scrimshaw, M. D. (2010). Hazard and risk assessment for indirect potable reuse schemes: An approach for use in developing Water Safety Plans. *Water research*, 44(20), 6115-6123.
- Dopico, F., & Rowland, R. (1990). Demografía del censo de Floridablanca. Una aproximación. *Revista de Historia Económica - Journal of Iberian and Latin American Economic History*, 8(3), 591-618.
- Egorov, A., Naumova, E., Tereschenko, A., Kislitsin, V., & Ford, T. (2003). Daily variations in effluent water turbidity and diarrhoeal illness in a Russian city. *International journal of environmental health research*, 13(1), 81-94..
- El Gibari, S., Gómez, T., & Ruiz, F. (2018). Evaluating university performance using reference point based composite indicators. *Journal of Informetrics*, 12(4), 1235-1250.
- Ellawala, K. C., & Priyankara, D. P. M. P. (2016). Consumer satisfaction on quantity and quality of water supply: a study in Matara, Southern Sri Lanka. *Water Practice and Technology*, 11(3), 678-689.

EMIVASA. (2007). *Historia de las plantas potabilizadoras de Valencia*. Material no publicado.

EPA (Environmental Protection Agency) 2005 Technologies and Costs Document for the Final Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule and Final Stage 2 Disinfectants and Disinfection Byproducts Rule. US Environmental Protection Agency, Water Office, Washington, DC, USA.

Etale, A., Jobin, M., & Siegrist, M. (2018). Tap versus bottled water consumption: The influence of social norms, affect and image on consumer choice. *Appetite*, 121, 138-146.

Europe 1998 Directive 98/83/EC on the quality of water intended for human consumption. Official Journal of the European Communities (5.12.98), 32–53.

Europe 2000 Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy is established. Official Journal of the European Communities (22.12.2000), 1–73.

Ferreira da Cruz, N., Marques, R. C., Romano, G., & Guerrini, A. (2012). Measuring the efficiency of water utilities: a cross-national comparison between Portugal and Italy. *Water Policy*, 14(5), 841-853.

.

Flores, O., Giné, R., Pérez-Foguet, A., & Jiménez, A. (2013). Metas e indicadores post 2015 en agua y saneamiento. *Una revisión desde un enfoque de derechos humanos*. ONGAWA.

Flores-Baquero, Ó., Giné-Garriga, R., Pérez-Foguet, A., & Jiménez-Fernández de Palencia, A. (2013). Metas e indicadores post 2015 en agua y saneamiento: una revisión desde un enfoque de derechos humanos.

Fu, Y., Xiangtianrui, K., Luo, H., & Yu, L. (2020). Constructing Composite Indicators with Collective Choice and Interval-Valued TOPSIS: The Case of Value Measure. *Social Indicators Research*, 152(1), 117-135.

Fuente, D. (2019). The design and evaluation of water tariffs: A systematic review. *Utilities Policy*, 61, 100975.

- Fuentes, R., Molinos-Senante, M., Hernández-Sancho, F., & Sala-Garrido, R. (2020). Analysing the efficiency of wastewater treatment plants: The problem of the definition of desirable outputs and its solution. *Journal of Cleaner Production*, 267, 121989.
- Fujii, H., Cao, J., & Managi, S. (2015). Decomposition of Productivity Considering Multi-environmental Pollutants in Chinese Industrial Sector. *Review of Development Economics*, 19(1), 75-84.
- Fujii, H., & Managi, S. (2017). Wastewater management efficiency and determinant factors in the Chinese industrial sector from 2004 to 2014. *Water*, 9(8), 586.
- Fujii, H., Managi, S., & Matousek, R. (2014). Indian bank efficiency and productivity changes with undesirable outputs: A disaggregated approach. *Journal of banking & finance*, 38, 41-50.
- G. J. (1848). Conducción de aguas a Valencia. *El Fénix*, (122), 203.
- Galán, E. C. D. (2019). Análisis y Comentarios de los Objetivos de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas.
- García-Ávila, F., Ramos-Fernández, L., Pauta, D., & Quezada, D. (2018). Evaluation of water quality and stability in the drinking water distribution network in the Azogues city, Ecuador. *Data in brief*, 18, 111-123.
- 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.
- García-Sánchez, I. M. (2006). Efficiency measurement in Spanish local government: the case of municipal water services. *Review of Policy Research*, 23(2), 355-372.
- García-Valiñas, M. A., & Picazo-Tadeo, A. J. (2015). Introduction to reforming water tariffs: experiences and reforms. *Utilities Policy*, 34(C), 34-35.
- García-Valiñas, M. Á., Martínez-Espiñeira, R., & González-Gómez, F. (2010a). Measuring water affordability: a proposal for urban centres in developed countries. *International Journal of Water Resources Development*, 26(3), 441-458.
- García-Valiñas, M. A., Martínez-Espiñeira, R., & González-Gómez, F. (2010b). Affordability of residential water tariffs: Alternative measurement and explanatory factors in southern Spain. *Journal of Environmental Management*, 91(12), 2696-2706.



- Garcia-Valiñas, M. A., & Muñiz, M. A. (2007). Is DEA useful in the regulation of water utilities? A dynamic efficiency evaluation (a dynamic efficiency evaluation of water utilities). *Applied Economics*, 39(2), 245-252.
- Gauthier, V., Barbeau, B., Tremblay, G., Millette, R., & Bernier, A. M. (2003). Impact of raw water turbidity fluctuations on drinking water quality in a distribution system. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 2(4), 281-291.
- Geerts, R., Vandermoere, F., Van Winckel, T., Halet, D., Joos, P., Van Den Steen, K., ... & Vlaeminck, S. E. (2020). Bottle or tap? Toward an integrated approach to water type consumption. *Water research*, 173, 115578.
- Gémar, G., Gómez, T., Molinos-Senante, M., Caballero, R., & Sala-Garrido, R. (2018). Assessing changes in eco-productivity of wastewater treatment plants: The role of costs, pollutant removal efficiency, and greenhouse gas emissions. *Environmental Impact Assessment Review*, 69, 24-31.
- Gidion, D. K., Hong, J., Adams, M. Z., & Khoveyni, M. (2019). Network DEA models for assessing urban water utility efficiency. *Utilities policy*, 57, 48-58.
- Gilbert, D., Abraham, E., Montalvo, I., & Piller, O. (2017). Iterative multistage method for a large water network sectorization into DMAs under multiple design objectives. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 143(11), 04017067.
- Gistau, R. (2010). Contraprestación económica de los servicios de abastecimiento de agua y saneamiento: la factura del agua. *Revista de Obras Públicas: órgano profesional de los ingenieros de caminos, canales y puertos* 3510, 7–22.
- Giupponi C, Jakeman AJ, Karrssenber D, Hare MP (2006). Sustainable management of water resources. Massachusetts: Edward Elgar Publishing Limited; 2006.
- Global Health and Education Foundation. Recuperado de <http://www.drinking-water.org/html/es/Treatment/Water-Related-Diseases.html>
- Godé, L. X., Serena, C., Matía, R. L. & Ariño, R. (1997). Redes automáticas de control de la calidad de las aguas superficiales. *Tecnología del agua* 168, 23–32..4 | 2018
- Gómez-Vega, M., & Picazo-Tadeo, A. J. (2019). Ranking world tourist destinations with a composite indicator of competitiveness: To weigh or not to weigh? *Tourism Management*, 72, 281-291.

- Gonçalves, I., Alves, D. & Robalo, G. (2014). Social tariffs for water and waste services in mainland Portugal: an impact analysis. *Water Science & Technology: Water Supply* 14(4), 513–521.
- Gonelas, K., Chondronasios, A., Kanakoudis, V., Patelis, M., & Korkana, P. (2017). Forming DMAs in a water distribution network considering the operating pressure and the chlorine residual concentration as the design parameters. *Journal of Hydroinformatics*, 19(6), 900-910..
- González-Gómez, F., & García-Rubio, M. A. (2018). Prices and ownership in the water urban supply: a critical review. *Urban Water Journal*, 15(3), 259-268.
- 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(1), 89-106.
- González-Gómez, F., García-Rubio, M. A., Alcalá-Olid, F., & Ortega-Díaz, M. I. (2013). Outsourcing and efficiency in the management of rural water services. *Water resources management*, 27(3), 731-747..
- Goyal, P., Kumar, D., & Kumar, V. (2020). Application of multicriteria decision analysis (MCDA) in the area of sustainability: a literature review. *International Journal of the Analytic Hierarchy Process*, 12(3).
- Grafton, R. Q., Chu, L. & Kompas, T. (2015). Optimal water tariffs and supply augmentation for cost-of-service regulated water utilities. *Utilities Policy* 34, 54–62.
- Grafton, R. Q., Chu, L., & Kompas, T. (2015). Optimal water tariffs and supply augmentation for cost-of-service regulated water utilities. *Utilities Policy*, 34, 54-62. <https://doi.org/10.1016/j.jup.2015.02.003>
- Guardia, M. (2012). La revolución del agua en Barcelona, 1867-1967. *Claves Del Mundo Contemporáneo. “Claves Del Mundo Contemporáneo Debate E Investigación XI Congreso de La Asociación de Historia Contemporánea Granada, 12-15 de Septiembre de 2012,”* 1-14.
- Guerrini, A., Romano, G., & Campedelli, B. (2013). Economies of scale, scope, and density in the Italian water sector: a two-stage data envelopment analysis approach. *Water resources management*, 27(13), 4559-4578.

- Gunnarsdottir, M. J., Gardarsson, S. M., & Bartram, J. (2012a). Icelandic experience with water safety plans. *Water science and technology*, 65(2), 277-288.
- Gunnarsdottir, M. J., Gardarsson, S. M., Elliott, M., Sigmundsdottir, G., & Bartram, J. (2012b). Benefits of water safety plans: microbiology, compliance, and public health. *Environmental science & technology*, 46(14), 7782-7789.
- Hajebi, S., Song, H., Barrett, S., Clarke, A., & Clarke, S. (2013). Towards a reference model for water smart grid. *Int. J. Adv. Eng. Sci. Technol*, 2(3), 310-317.
- Hatefi, S. M., & Torabi, S. A. (2010). A common weight MCDA–DEA approach to construct composite indicators. *Ecological Economics*, 70(1), 114-120.
- Hatefi, S. M., & Torabi, S. A. (2018). A slack analysis framework for improving composite indicators with applications to human development and sustainable energy indices. *Econometric Reviews*, 37(3), 247-259.
- He, P., Tao, T., Xin, K., Li, S., & Yan, H. (2016). Modelling water distribution systems with deficient pressure: an improved iterative methodology. *Water Resources Management*, 30(2), 593-606.
- Heller, L. (2015). The crisis in water supply: how different it can look through the lens of the human right to water? *Cadernos de saude publica*, 31, 447-449.
- Hernández-Muñoz, Abastecimiento y Distribución de Agua; Colegio de Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos-Ibergarceta Publicaciones: Madrid, Spain, 2016.
- Hernández-Muñoz, Aurelio and Colegio de Caminos, Canales y Puertos, 2008, Abastecimiento y Distribución de Agua. 5a Revisión y a. España: Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos.
- Hernandez-Sancho, F., Molinos-Senante, M. & Sala-Garrido, R. (2011). Cost modelling for wastewater treatment processes. *Desalination* 268(1–3), 1–5.
- Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M., Sala-Garrido, R., & Del Saz-Salazar, S. (2012). Tariffs and efficient performance by water suppliers: an empirical approach. *Water Policy*, 14(5), 854-864.
- Hijano Perez, A. (2013). The township and municipal services in nineteenth century Spain. *Ayer: Revista de Historia Contemporánea*, (90), 141–166.

- Hon, L. Y., Boon, T. H., & Lee, C. (2014). Productivity, efficiency and privatization in the Malaysian water industry. *Journal of Southeast Asian Economies*, 292-312..
- 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.
- Hsieh, J. L., Nguyen, T. Q., Matte, T., & Ito, K. (2015). Drinking water turbidity and emergency department visits for gastrointestinal illness in New York City, 2002-2009. *PloS one*, 10(4), e0125071..
- Huey, G. M., & Meyer, M. L. (2010). Turbidity as an indicator of water quality in diverse watersheds of the Upper Pecos River Basin. *Water*, 2(2), 273-284.
- Hutton, G. (2012). Monitoring “Affordability” of water and sanitation services after 2015: Review of global indicator options. *A paper submitted to the UN Office of the High Commissioner for Human Rights*, 20.
- Islam, N., Sadiq, R., & Rodriguez, M. J. (2013). Optimizing booster chlorination in water distribution networks: a water quality index approach. *Environmental monitoring and assessment*, 185(10), 8035-8050.
- Jardim, J., Baltazar, M. E., Silva, J., & Vaz, M. (2015). Airports’ Operational Performance and Efficiency Evaluation Based on Multicriteria Decision Analysis (MCDA) and Data Envelopment Analysis (DEA) Tools. *Journal of Spatial and Organizational Dynamics*, 3(4), 296-310.
- Javadinejad, S., Ostad-Ali-Askari, K., & Jafary, F. (2019). Using simulation model to determine the regulation and to optimize the quantity of chlorine injection in water distribution networks. *Modeling Earth Systems and Environment*, 5(3), 1015-1023.
- Jeong, H., Minne, E., & Crittenden, J. C. (2015). Life cycle assessment of the City of Atlanta, Georgia’s centralized water system. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(6), 880-891.
- Jerome, C., & Pius, A. (2010). Evaluation of water quality index and its impact on the quality of life in an industrial area in Bangalore, South India. *American Journal of Scientific and industrial research*, 1(3), 595-603.
- Joint Research Centre-European Commission. (2008). *Handbook on constructing composite indicators: methodology and user guide*. OECD publishing.

- Juwana, I., Perera, B. J. C., & Muttill, N. (2010). A water sustainability index for West Java—Part 2: refining the conceptual framework using Delphi technique. *Water Science and Technology*, 62(7), 1641-1652.
- Kamarudin, N., Ismail, W. R., & Ramli, N. A. (2016). Malaysian water utilities performance with the presence of undesirable output: A directional distance function approach. *Jurnal Teknologi*, 78(4-3).
- Kanakoudis, V., Tsitsifli, S., Cerk, M., Banovec, P., Samaras, P., & Zouboulis, A. I. (2015). Basic principles of a DSS tool developed to prioritize NRW reduction measures in water pipe networks. *Water Quality, Exposure and Health*, 7(1), 39-51.
- Kanakoudis, V., Tsitsifli, S., & Zouboulis, A. I. (2015). WATERLOSS project: developing from theory to practice an integrated approach towards NRW reduction in urban water systems. *Desalination and Water Treatment*, 54(8), 2147-2157.
- Kaplan, O., Yildirim, N. C., Yildirim, N., & Tayhan, N. (2011). Assessment of some heavy metals in drinking water samples of Tunceli, Turkey. *E-Journal of Chemistry*, 8(1), 276-280.
- Kayser, G. L., Moriarty, P., Fonseca, C., & Bartram, J. (2013). Domestic water service delivery indicators and frameworks for monitoring, evaluation, policy and planning: a review. *International journal of environmental research and public health*, 10(10), 4812-4835.
- Ketema, A. A., Lechner, M., Tilahun, S. A. & Langergraber, G. (2015). Development of cost functions for water supply and sanitation technologies: case study of Bahir Dar and Arba Minch, Ethiopia. *Journal of Water, Sanitation, and Hygiene for Development* 5(3), 502–511.
- Khadse, G. K., Kalita, M., Pimpalkar, S. N., & Labhsetwar, P. K. (2011). Drinking water quality monitoring and surveillance for safe water supply in Gangtok, India. *Environmental monitoring and assessment*, 178(1), 401-414.
- Khadse, G. K., Patni, P. M., Talkhande, A. V., & Labhasetwar, P. K. (2016). Change in drinking water quality from catchment to consumers: a case study. *Sustainable Water Resources Management*, 2(4), 453-460.

- Khadse, G. K., Patni, P. M., Talkhande, A. V., & Labhasetwar, P. K. (2016). Surveillance of the chemical and microbial quality of drinking water for safe water supply in an urban area. *Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA*, 65(3), 220-233.
- Khatavkar, P., & Mays, L. W. (2018). Model for real-time operations of water distribution systems under limited electrical power availability with consideration of water quality. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 144(11), 04018071.
- Khoa Bui, X., S Marlim, M., & Kang, D. (2020). Water network partitioning into district metered areas: a state-of-the-art review. *Water*, 12(4), 1002.
- Kulshrestha, M., & Vishwakarma, A. (2013). Efficiency evaluation of urban water supply services in an Indian state. *Water policy*, 15(1), 134-152.
- Kumar, S., & Managi, S. (2010). Service quality and performance measurement: evidence from the Indian water sector. *International Journal of Water Resources Development*, 26(2), 173-191.
- Kumasi, T. C., & Agbemor, B. D. (2018). Tracking user satisfaction of rural water services in northern Ghana. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 8(2), 307-318.
- Kurek, W., & Ostfeld, A. (2013). Multi-objective optimization of water quality, pumps operation, and storage sizing of water distribution systems. *Journal of environmental management*, 115, 189-197.
- Kurniawan, R., & Managi, S. (2017). Sustainable development and performance measurement: Global productivity decomposition. *Sustainable Development*, 25(6), 639-654.
- Kutyłowska, M., & Orłowska-Szostak, M. (2016). Comparative analysis of water-pipe network deterioration—case study. *Water Practice and Technology*, 11(1), 148-156.
- Kvale, S. (2012). *Las entrevistas en investigación cualitativa* (Vol. 2). Ediciones Morata.
- Labandeira, X., & JOSÉ, C. J. L. Y. M. (2019). *Economía ambiental*.
- Labandeira, X.L.; Vázquez, C.M. *Economía Ambiental*; Prentice Hall Iberia: Madrid, Spain, 2007

- Lai, E., Lundie, S., & Ashbolt, N. J. (2008). Review of multi-criteria decision aid for integrated sustainability assessment of urban water systems. *Urban water journal*, 5(4), 315-327.
- Lannier, A. L., & Porcher, S. (2014). Efficiency in the public and private French water utilities: prospects for benchmarking. *Applied Economics*, 46(5), 556-572.
- Laucelli, D., Rajani, B., Kleiner, Y., & Giustolisi, O. (2014). Study on relationships between climate-related covariates and pipe bursts using evolutionary-based modelling. *Journal of Hydroinformatics*, 16(4), 743-757.
- LeChevallier, M. W., Evans, T. M., & Seidler, R. J. (1981). Effect of turbidity on chlorination efficiency and bacterial persistence in drinking water. *Applied and environmental microbiology*, 42(1), 159-167.
- Li, H., Li, Y., Huang, G. & Xie, Y. (2012). A simulation-based optimization approach for water quality management of Xiangxihe river under uncertainty. *Environmental Engineering Science*. 29(4), 270–283.
- Li, H., Smith, C. D., Cohen, A., Wang, L., Li, Z., Zhang, X., ... & Zhang, R. (2020). Implementation of water safety plans in China: 2004–2018. *International journal of hygiene and environmental health*, 223(1), 106-115.
- Li, X., Gu, D. M., Qi, J. Y., Ukita, M., & Zhao, H. B. (2003). Modeling of residual chlorine in water distribution system. *Journal of Environmental Sciences*, 15(1), 136-144.
- Lo Storto, C. (2013). Are public-private partnerships a source of greater efficiency in water supply? Results of a non-parametric performance analysis relating to the Italian industry. *Water*, 5(4), 2058-2079.
- Lo Storto, C. (2016). The trade-off between cost efficiency and public service quality: A non-parametric frontier analysis of Italian major municipalities. *Municipalities*, 51, 52-63.
- Lombardi, G. V., Stefani, G., Paci, A., Becagli, C., Miliacca, M., Gastaldi, M., ... & Almeida, C. M. V. B. (2019). The sustainability of the Italian water sector: An empirical analysis by DEA. *Journal of Cleaner Production*, 227, 1035-1043.
- Lopez-Nicolas, A., Pulido-Velazquez, M., Rougé, C., Harou, J. J., & Escrivá-Bou, A. (2018). Design and assessment of an efficient and equitable dynamic urban water tariff.

Application to the city of Valencia, Spain. *Environmental Modelling & Software*, 101, 137-145.

Loureiro, D., Alegre, H., Silva, M. S., Ribeiro, R., Mamade, A., & Poças, A. (2017). Implementing tactical plans to improve water-energy loss management. *Water Science and Technology: Water Supply*, 17(2), 381-388.

Lozano-Oyola, M., Contreras, I., & Blancas, F. J. (2019). An operational non-compensatory composite indicator: Measuring sustainable tourism in Andalusian urban destinations. *Ecological Economics*, 159(C), 1-10.

Madonado-Devis, M., & Almenar-Llongo, V. (2021). A Panel Data Estimation of Domestic Water Demand with IRT Tariff Structure: The Case of the City of Valencia (Spain). *Sustainability*, 13(3), 1414.

Madonado-Devis, M., & Almenar-Llongo, V. (2021). A Panel Data Estimation of Domestic Water Demand with IRT Tariff Structure: The Case of the Municipality of Valencia (Spain). *Sustainability*, 13(3), 1414.

Maldonado-Devís, M. & Hernández-Sancho, F. 2013 Urban water pricing and tariff structure in Spain. In: Third International Conference on Water Economics, Statistics and Finance, Marbella, Spain.

Mangiagalli, S. A. (2006). Barcelona 1854-1856: Crónicas Del Ensanche Reflexiones De Antonio Brusi Ferrer. *ACE: Architecture, City and Environment*, 1, 29-45.

Mao, F., Zhao, X., Ma, P., Chi, S., Richards, K., Clark, J., ... & Krause, S. (2019). Developing composite indicators for ecological water quality assessment based on network interactions and expert judgment. *Environmental Modelling & Software*, 115, 51-62.

Marín, R., Montesinos, I. & Gallego, M. (2015). Generación de subproductos de desinfección en el proceso de potabilización de aguas. *XXXIII Jornadas Técnicas de AEAS*, Burgos, Spain.

Marques, R. C., Berg, S., & Yane, S. (2014). Nonparametric benchmarking of Japanese water utilities: institutional and environmental factors affecting efficiency. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 140(5), 562-571.



- Martinez-Espineira, R. (2003). Estimating water demand under increasing-block tariffs using aggregate data and proportions of users per block. *Environmental and resource economics*, 26(1), 5-23.
- Martínez-Espineira, R., & Nauges, C. (2004). Is all domestic water consumption sensitive to price control?. *Applied economics*, 36(15), 1697-1703.
- Martínez-Espineira, R., García-Valiñas, M. a., & González-Gómez, F. (2012). Is the Pricing of Urban Water Services Justifiably Perceived as Unequal among Spanish Cities? *International Journal of Water Resources Development*, 28(1), 107-121.
- Martínez-Medino C, & Galán-González, A (2004) *Técnicas e instrumentos de recogida y análisis de datos*. Editorial UNED.
- Martín-Martínez M, Andreu-Sanchez JL, Sanchez-Alonso F, Corominas, H. Perez-Venegas JJ, Roman-Ivorra JA, Vela-Casasempere P (2019). A composite indicator to assess the quality of care in the management of patients with rheumatoid arthritis in outpatient rheumatology clinics. *Reumatología Clínica (English Edition)*, 15(3), 156-164.
- Marzano, R., Rouge, C., Garrone, P., Grilli, L., Harou, J. J., & Pulido-Velazquez, M. (2018). Determinants of the price response to residential water tariffs: Meta-analysis and beyond. *Environmental Modelling & Software*, 101, 236-248.
- Matés-Barco, J. M. (2013a). La conquista del agua en Europa: los modelos de gestión (siglos XIX y XX). *Agua y Territorio/Water and Landscape*, (1), 21-29.
- Matés-Barco, J. M. (2013b). La gestión del agua potable en Europa: Una perspectiva histórica. *VV. AA.*
- Matés-Barco, J. M. (2016). La regulación del suministro de agua en España: siglos XIX y XX. *Revista de Historia Industrial*, 25(61), 15-47.
- Matés-Barco, J. M. (2019). El abastecimiento de agua a Barcelona (1850-1939): origen y desarrollo de las compañías privadas.
- Matía, Ll., Paraira, M. P., Céspedes, R. & Ganzer, M. (2008) Valoración y gestión de los riesgos sanitarios en el agua de consumo. *Tecnología del agua*, 301, 24–34.
- Matia-Ribot, L. M. (1997). Subproductos generados en la desinfección de las aguas potables: situación actual y orientaciones futuras. *Tecnología del agua*, (170), 18-28.

- Maziotis, A., Molinos-Senante, M., & Sala-Garrido, R. (2017). Assessing the impact of quality of service on the productivity of water industry: a Malmquist-Luenberger approach for England and Wales. *Water Resources Management*, 31(8), 2407-2427.
- Mccoy, W. F., & Olson, B. H. (1986). Relationship among turbidity, particle counts and bacteriological quality within water distribution lines. *Water Research*, 20(8), 1023-1029.
- McMahon, S. K. (2002). The development of quality of life indicators—a case study from the Municipality of Bristol, UK. *Ecological Indicators*, 2(1-2), 177-185.
- Meier, B. M., Kestenbaum, J. G., Kayser, G. L., Amjad, U. Q., & Bartram, J. (2014). Examining the practice of developing human rights indicators to facilitate accountability for the human right to water and sanitation. *Journal of Human Rights Practice*, 6(1), 159-181.
- Molinos-Senante, M., Donoso, G., Sala-Garrido, R., & Villegas, A. (2018). Benchmarking the efficiency of the Chilean water and sewerage companies: a double-bootstrap approach. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(9), 8432-8440.
- Molinos-Senante, M., Gémar, G., Gómez, T., Caballero, R., & Sala-Garrido, R. (2016a). Eco-efficiency assessment of wastewater treatment plants using a weighted Russell directional distance model. *Journal of Cleaner Production*, 137, 1066-1075.
- Molinos-Senante, M., Gómez, T., Garrido-Baserba, M., Caballero, R., & Sala-Garrido, R. (2014). Assessing the sustainability of small wastewater treatment systems: a composite indicator approach. *Science of the total environment*, 497, 607-617.
- Molinos-Senante, M., Marques, R. C., Perez, F., Gómez, T., Sala-Garrido, R., & Caballero, R. (2016b). Assessing the sustainability of water companies: A synthetic indicator approach. *Ecological Indicators*, 61, 577-587.
- Molinos-Senante, M., Maziotis, A., Mocholí-Arce, M., & Sala-Garrido, R. (2016c). Accounting for service quality to customers in the efficiency of water companies: evidence from England and Wales. *Water Policy*, 18(2), 513-532.
- Molinos-Senante, M., Mocholi-Arce, M., & Sala-Garrido, R. (2016d). Efficiency assessment of water and sewerage companies: a disaggregated approach accounting for service quality. *Water resources management*, 30(12), 4311-4328.

- Molinos-Senante, M., Villegas, A., & Maziotis, A. (2019). Are water tariffs sufficient incentives to reduce water leakages? An empirical approach for Chile. *Utilities Policy*, 61(September), 100971.
- Molinos-Senante, M., Donoso, G., & Sala-Garrido, R. (2016). Assessing the efficiency of Chilean water and sewerage companies accounting for uncertainty. *Environmental science & policy*, 61, 116-123.
- Molinos-Senante, M., & Sala-Garrido, R. (2017). Decomposition of productivity growth of water and sewerage companies: an empirical approach for Chile. *Water Resources Management*, 31(13), 4309-4321.
- Molinos-Senante, M., Sala-Garrido, R., & Lafuente, M. (2015). The role of environmental variables on the efficiency of water and sewerage companies: a case study of Chile. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(13), 10242-10253.
- Morán-Blanco, S., Hernández Barrón, A., Márquez Carrasco, C., Gutiérrez Castillo, V. L., Nioche, M., Verdiales López, D. M., ... & Quintero, Y. (2021). Empresas, Derechos Humanos y Cooperación al desarrollo en el marco de la Agenda 2030 para el desarrollo sostenible.
- Mora-Rodríguez, J. D. J. (2011). *Modelación de la intrusión patógena a través de fallos y su implicación en la red de distribución de agua* (Doctoral dissertation, Universitat Politècnica de València).
- Mortula, M. M., Ali, T. A., Sadiq, R., Idris, A., & Al Mulla, A. (2019). Impacts of water quality on the spatiotemporal susceptibility of water distribution systems. *CLEAN–Soil, Air, Water*, 47(5), 1800247.
- Mouton, A., De Baets, B., & Goethals, P. (2013). Data-driven fuzzy habitat models: Impact of performance criteria and opportunities for ecohydraulics. *Ecohydraulics: An Integrated Approach*, 93-107.
- Munisamy, S. (2009). Efficiency and ownership in water supply: Evidence from Malaysia. *International Review of Business Research Papers*, 5(6), 148-260.
- Murias, P., de Miguel, J. C., & Rodríguez, D. (2008). A composite indicator for university quality assessment: The case of Spanish higher education system. *Social Indicators Research*, 89(1), 129-146.

- Murtas, R., Decarli, A., Greco, M. T., Andreano, A., & Russo, A. G. (2020). Latent composite indicators for evaluating adherence to guidelines in patients with a colorectal cancer diagnosis. *Medicine*, 99(8).
- Myers, D. (1987). Community-relevant measurement of quality of life: A focus on local trends. *Urban affairs quarterly*, 23(1), 108-125.
- Naciones Unidas, 2015. Informe de seguimiento de los Objetivos de Desarrollo del Milenio 2015. Disponible en: [http://www.un.org/es/millenniumgoals/pdf/2015/mdg-report-2015\\_spanish.pdf](http://www.un.org/es/millenniumgoals/pdf/2015/mdg-report-2015_spanish.pdf)
- 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.
- Nouri, A., Shahmoradi, B., Dehestani-Athar, S., & Maleki, A. (2015). Effect of temperature on pH, turbidity, and residual free chlorine in Sanandaj Water Distribution Network, Iran. *Journal of advances in environmental health research*, 3(3), 188-195.
- Nyathikala, S. A., & Kulshrestha, M. (2017). Performance and productivity measurement of urban water supply services in India. *Water Science and Technology: Water Supply*, 17(2), 407-421.
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) 2010 Pricing Water Resources and Water and Sanitation Services. OECD, Paris, France.
- ONU (1977). Plan de Acción de Mar del Plata, Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Agua.
- ONU (2002). Observación general N° 15 (2002) sobre el derecho al agua. Comité de Derechos Económicos, Sociales y Culturales.
- ONU (2008). Resolución 7/22 sobre los derechos humanos y el acceso al agua potable y el saneamiento. Consejo de Derechos Humanos.
- ONU-Agua (2017). Guía para el monitoreo integrado del Objetivo de Desarrollo Sostenible 6. Metas e indicadores Mundiales.
- Organización Mundial de la Salud: Resumen Ejecutivo (2016). *La salud en la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible: informe de la Secretaría* (No. EB138/14). Organización Mundial de la Salud.

- Ortiz-Gómez, A. S., Nuñez-Espinoza, J. F., & Mejía-Castillo, W. G. (2019). The social perception of drinking water quality and management in the Municipality of Las Vueltas, Chalatenango, El Salvador. *Tecnología y ciencias del agua*, 10(3), 124-155.
- Ozeki, G. (2013). Business management and tariff structure for safe drinking water. In: *Third International Conference on Water Economics, Statistics and Finance*, Marbella, Spain.
- Palomero González, J. A., & Alvariño Serra, P. (2016). La importancia del higienismo y la potabilización del agua en la ciudad de Valencia (1860-1910). *Investigaciones Geográficas*, 65. 45 - 55.
- Papadopoulos, B., Tsagarakis, K. P. & Yannopoulos, A. (2007). Cost and land functions for wastewater treatment projects: typical simple linear regression versus fuzzy linear regression. *Journal of Environmental Engineering* 133(6), 581–586.
- Papageorgiou, J. C. (1976). Quality of life indicators. *International Journal of Environmental Studies*, 9(3), 177-186.
- Paulier, A. B. (1881). *Manual de Higiene Pública y Privada, Traducido por Arnau Clemente, Álvaro y anotado por Gómez, Constantino*. Valencia: Pascual Aguilar
- Peña-González, J. (2009). *Historia política del constitucionalismo español*. Madrid: Prensa y Ediciones Iberoamericanas, DL 1995.
- Pérez, F., Delgado-Antequera, L., & Gómez, T. (2019). A two-phase method to assess the sustainability of water companies. *Energies*, 12(13), 2638.
- Pinilla, M. J. A., Gabikagogeaskoa, A. E., Vázquez, R. G., & Cañón, D. P. (2012). Planes de seguridad del agua. Análisis de peligros y evaluación de los riesgos en un abastecimiento de Bizkaia. Aplicación a una captación. *Revista de Salud Ambiental*, 12(2), 122-125.
- Platikanov, S., Hernández, A., González, S., Cortina, J. L., Tauler, R., & Devesa, R. (2017). Predicting consumer preferences for mineral composition of bottled and tap water. *Talanta*, 162, 1-9.
- Policy Research Initiative. (2007). Canadian Water Sustainability Index Retrieved 5 July 2007.

- Porcher, S. Public-Private Partnerships, Network Quality and the Life Cycle of Contracts: the Case of Water Industries in France. *Gregor & Chaire EPPP*, 1-24.
- Proulx, F., Rodriguez, M. J., Sérodes, J. B., & Miranda, L. F. (2010). Factors influencing public perception and use of municipal drinking water. *Water Science and Technology: water supply*, 10(3), 472-485.
- Prytherch, D. L., Boira Maiques, J. V. (2009). City profile: Valencia. *Cities*, 26(2), 103–115.
- Psomas, A., Vryzidis, I., Spyridakos, A., & Mimikou, M. (2021). MCDA approach for agricultural water management in the context of water–energy–land–food nexus. *Operational Research*, 21(1), 689-723.
- Qian, N. (2018). Bottled water or tap water? A comparative study of drinking water choices on university campuses. *Water*, 10(1), 59.
- Ramos Gorostiza, J. L. (2014). Edwin Chadwick, el movimiento británico de salud pública y el Higienismo español. *Revista de Historia Industrial*, 23(55), 11-38.
- Ramos-Gorostiza, J. L. (2014). Edwin Chadwick, el movimiento británico de salud pública y el Higienismo español. *Revista de Historia Industrial*, 23(55), 11-38.
- Ramos-Gorostiza, J.L. & Cubero, A.R. (2015). Ideas económicas en torno al servicio de abastecimiento urbano de agua en Gran Bretaña del siglo XIX. *Investigaciones de Historia Económica-Enconomic History Research*, 11(1), 1-9
- Reig, E. (2015). Calidad de vida en las ciudades del Área Metropolitana de Valencia: un análisis comparativo con DEA y MCDA. *Working Papers 1509*. Department of Applied Economics II, Universidad de Valencia.
- Romano, G., & Guerrini, A. (2011). Measuring and comparing the efficiency of water utility companies: A data envelopment analysis approach. *Utilities Policy*, 19(3), 202-209.
- Romano, G., & Masserini, L. (2020). Factors affecting customers' satisfaction with tap water quality: Does privatisation matter in Italy?. *Journal of Cleaner Production*, 258, 120593.
- Rossman, L.A.; Clark, R.M.; Grayman, W.M. Modeling chlorine residuals in drinking-water distribution systems. *J. Environ. Eng.* **1994**, 120, 803–820.

- Rueda Laffond, J. C. (1994). *El Agua en Madrid. Datos para la historia del Canal Isabel II 1851 - 1930*. Madrid: Fundación Empresa Pública.
- Ruiz, F., El Gibari, S., Cabello, J. M., & Gómez, T. (2020). MRP-WSCI: Multiple reference point based weak and strong composite indicators. *Omega*, 95, 102060.
- Sabia, G., De Gisi, S., & Farina, R. (2016). Implementing a composite indicator approach for prioritizing activated sludge-based wastewater treatment plants at large spatial scale. *Ecological indicators*, 71, 1-18.
- Sadiq, M., Zaidi, T. H., Al Muhanna, H., & Mian, A. A. (1997). Effect of distribution network pipe material on drinking water quality. *Journal of Environmental Science & Health Part A*, 32(2), 445-454.
- Salman, S. M. (2014). The human right to water and sanitation: is the obligation deliverable? *Water International*, 39(7), 969-982.
- Sánchez-García, V. E. (2014). *El Agua que Bebemos. La necesidad de un nuevo sistema de tarifas en España*. Madrid: Dykinson S.L.
- Sanei, M., Khoshtinat, F. Z., & Khodadadi, M. (2011). An improved common weight MCDA-DEA approach to construct composite indicators. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*, 5(12), 1471-1475.
- Schwartz, J., & Levin, R. (1999). Drinking water turbidity and health. *Epidemiology*, 86-90.
- Segura, V., & Lassala, E. (1910). *Estudio higiénico de Algemés y medios aconsejados por la junta de Sanidad en caso de invasión colérica*. Sueca: Junta de Sanidad
- Shephard, R. W. 1981 *Cost and Production Functions* (repr. of the 1st edn). Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Shepherd, R. W. 1970 *Theory of Cost and Production Functions*. Princeton University Press, Princeton, NJ, USA.
- Sibly, H., & Tooth, R. (2014). The consequences of using increasing block tariffs to price urban water. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 58(2), 223-243.
- Singh, M.R.; Mittal, A.K.; Upadhyay, V. Benchmarking of North Indian urban water utilities. *Benchmarking Int. J.* **2011**, 18, 86–106.

- Solà-Morales, M. (1978) *Los Ensanches (I). El Ensanche de Barcelona*. Barcelona: Ediciones de la Escuela Técnica Superior de Arquitectura de Barcelona
- Solgi, M., Bozorg-Haddad, O., Seifollahi-Aghmiuni, S., Ghasemi-Abiazani, P., & Loáiciga, H. A. (2016). Optimal operation of water distribution networks under water shortage considering water quality. *Journal of Pipeline Systems Engineering and Practice*, 7(3), 04016005.
- Solsona, F. (2002). Guías para elaborar normas de calidad del agua de bebida en los países en desarrollo.
- Staessens, M., Kerstens, P. J., Bruneel, J., & Cherchye, L. (2019). Data envelopment analysis and social enterprises: Analysing performance, strategic orientation and mission drift. *Journal of Business Ethics*, 159(2), 325-341.
- Stafford-Smith, M., Griggs, D., Gaffney, O., Ullah, F., Reyers, B., Kanie, N., ... & O'Connell, D. (2017). Integration: the key to implementing the Sustainable Development Goals. *Sustainability science*, 12(6), 911-919.
- Strosser, P.; Delacámara, G.; Gómez, C.; Lago, M.; Maziotis, A. *Changing Current Practice in the Application of EPIs to Achieve the Objectives of the WFD*; Issues and Options. EPI-WATER Discussion Paper No. 0; 2013.
- Suárez-Varela, M., & Martínez-Espineira, 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), 726-749.
- Suárez-Varela, M., García-Valiñas, M., González-Gómez, F., & Picazo-Tadeo, A. J. (2017). Ownership and performance in water services revisited: does private management really outperform public?. *Water Resources Management*, 31(8), 2355-2373.
- Suárez-Varela, M., Martínez-Espineira, 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.
- Sullivan, C. (2002). Calculating a water poverty index. *World development*, 30(7), 1195-1210.
- Sullivan, C., Meigh, J., & Lawrence, P. (2006). Application of the Water Poverty Index at Different Scales: A Cautionary Tale. *Water international*, 31(3), 412-426.



- Sun, Y., Garrido-Baserba, M., Molinos-Senante, M., Donikian, N. A., Poch, M., & Rosso, D. (2020). A composite indicator approach to assess the sustainability and resilience of wastewater management alternatives. *Science of The Total Environment*, 725, 138286.
- Taberner, F., Institució Valenciana d'Estudis i Investigació, & Col·legi Oficial d'Arquitectes de la Comunitat Valenciana. (1987). *Valencia entre el Ensanche y la reforma interior*. (Nº2.). València: Edicions Alfons el Magnànim.
- Tabesh, M., Azadi, B., & Roozbahani, A. (2011). Quality management of water distribution networks by optimizing dosage and location of chlorine injection. *International Journal of Environmental Research*, 5(2), 321-332.
- Trends, G. (2017). *Challenges and opportunities in the implementation of the Sustainable Development Goals*. Academic Press. Disponible en: <http://www.undp.org/content/undp/en/home/librarypage/sustainabledevelopment-goals/global-trends--challenges-and-opportunities-in-the-implementation.html>
- Tsagaraki, M. I., Komorowski, M. P., Boda, B., Popa, T., Gega, D., Nikolaou, I. E. & Tsagarakis, K. P. (2014). An exploratory approach for evaluating the energy and personnel share of operation and maintenance costs for water utilities in selected emerging economies of Europe. *Journal of Water Supply: Research and Technology – Aqua*, 63(5), 368–378.
- United Nations General Assembly. (2010). The human right to water and sanitation.
- United Nations General Assembly. (2010). The human right to water and sanitation.
- Urteaga, L. (1985). Higienismo y ambientalismo en la medicina decimonónica. *Dynamis (Granada, Spain)*, 5-6, 417-425.
- Vasilic, Ž., Stanic, M., Kapelan, Z., Prodanovic, D., & Babic, B. (2020). Uniformity and heuristics-based DeNSE method for sectorization of water distribution networks. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 146(3), 04019079.
- Verdiales-López, D. M. (2019). Los derechos humanos en las estrategias de erradicación de la pobreza: agenda 2030.
- Vilvanathan, L. (2020). Efficiency assessment of microfinance institutions: using DEA with weighted Russell directional distance model. *Benchmarking: An International Journal*.

- Walter, M., Cullmann, A., von Hirschhausen, C., Wand, R., & Zschille, M. (2009). Quo vadis efficiency analysis of water distribution? A comparative literature review. *Utilities Policy*, 17(3-4), 225-232.
- Wang, H. (2015). A generalized MCDA–DEA (multi-criterion decision analysis–data envelopment analysis) approach to construct slacks-based composite indicator. *Energy*, 80, 114-122.
- Wang, Y. H., Wu, Y. H., Du, Y., Li, Q., Cong, Y., Huo, Z. Y., ... & Hu, H. Y. (2019). Quantifying chlorine-reactive substances to establish a chlorine decay model of reclaimed water using chemical chlorine demands. *Chemical Engineering Journal*, 356, 791-798.
- Weisner, M. L., Root, T. L., Harris, M. S., Mitsova, D., & Liu, W. (2020). The complexities of trust between urban water utilities and the public. *Sustainable Water Resources Management*, 6, 1-12.
- Wijesiri, B., Deilami, K., & Goonetilleke, A. (2018). Evaluating the relationship between temporal changes in land use and resulting water quality. *Environmental pollution*, 234, 480-486.
- Wols, B. A., Vogelaar, A., Moerman, A., & Raterman, B. (2019). Effects of weather conditions on drinking water distribution pipe failures in the Netherlands. *Water Supply*, 19(2), 404-416.
- Woodbury, K., & Dollery, B. (2004). Efficiency measurement in Australian local government: The case of New South Wales municipal water services. *Review of Policy Research*, 21(5), 615-636.
- World Health Organization. (2010). *Manual para el desarrollo de planes de seguridad del agua: Metodología Pormenorizado De Gestion De Riesgos Para Proveedores De Agua De Consumo* (Vol. 390). World Health Organization.
- Yang, J., Liu, X., Ying, L., Chen, X., & Li, M. (2020). Correlation analysis of environmental treatment, sewage treatment and water supply efficiency in China. *Science of the Total Environment*, 708, 135128.
- Yépez, P., Álvarez Sintés, R., & Barcos Pina, I. (2020). Una visión salubrista de la convergencia estratégica para la agenda 2030 de Desarrollo Sostenible. *Revista Cubana de Salud Pública*, 46, e1644.

- Zahiri, B., Tavakkoli-Moghaddam, R., & Rezaei-Malek, M. (2016). An MCDA-DEA approach for mixed-model assembly line balancing problem under uncertainty. *Journal of Intelligent & Fuzzy Systems*, 30(5), 2737-2748.
- Zetland, D. & Gasson, C. (2013). A global survey of urban water tariffs: are they sustainable, efficient and fair? *International Journal of Water Resources Development* 29(3), 327–342.
- Zetland, D., Dworak, T., Lago, M., Maziotis, A., & Viavattene, C. (2013). An orientation to the assessment framework for evaluating economic policy instruments for managing water. *EPI Water: Lexington, SC, USA*.
- Zhang, K., Yan, H., Zeng, H., Xin, K., & Tao, T. (2019). A practical multi-objective optimization sectorization method for water distribution network. *Science of The Total Environment*, 656, 1401-1412.
- Zhao, Y., Yang, Y. J., Shao, Y., Neal, J., & Zhang, T. (2018). The dependence of chlorine decay and DBP formation kinetics on pipe flow properties in drinking water distribution. *Water research*, 141, 32-45.
- Zhou, P., Ang, B. W., & Poh, K. L. (2007). A mathematical programming approach to constructing composite indicators. *Ecological economics*, 62(2), 291-297.