

**UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID  
FACULTAD DE FARMACIA**



**TESIS DOCTORAL**

**Análisis de la calidad y seguridad del agua de consumo  
público en Madrid: evaluación de contaminantes y estrategias  
para su control**

MEMORIA PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR

PRESENTADA POR

**María Concepción Almonacid Garrido**

Directoras

**María Dolores Tenorio Sanz  
María José Villanueva Suárez**

Madrid

**UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID**

**FACULTAD DE FARMACIA**



**TESIS DOCTORAL**

**ANÁLISIS DE LA CALIDAD Y SEGURIDAD DEL AGUA  
DE CONSUMO PÚBLICO DE MADRID. EVALUACIÓN  
DE CONTAMINANTES Y ESTRATEGIAS PARA SU  
CONTROL**

MEMORIA PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR

PRESENTADA POR:

**María Concepción Almonacid Garrido**

DIRECTORAS

**Dra. María Dolores Tenorio Sanz**

**Dra. María José Villanueva Suárez**

**Madrid, 2022**



**UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID**

**FACULTAD DE FARMACIA**

**PROGRAMA DE DOCTORADO EN FARMACIA**



**TESIS DOCTORAL**

**ANÁLISIS DE LA CALIDAD Y SEGURIDAD DEL AGUA  
DE CONSUMO PÚBLICO DE MADRID. EVALUACIÓN  
DE CONTAMINANTES Y ESTRATEGIAS PARA SU  
CONTROL**

**MEMORIA PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR**

**PRESENTADA POR:**

**María Concepción Almonacid Garrido**

**DIRECTORAS:**

**Dra. María Dolores Tenorio Sanz  
Dra. María José Villanueva Suárez**





*A Tomás  
A mis hijos Carlos y Jorge*

*“Detrás de una ciudad de piedra suele  
levantarse tendida, la del agua.  
A la que sólo llego por el puente  
del sueño también líquido, erigido  
con simples materiales invisibles...  
Todo asentado sobre el agua base:  
Casas, torrentes, calles, manantiales,  
parques, lagunas, avenidas, ríos,  
donde transitan dulces animales,  
sólo guiados por mi mano de agua”*

**(Manuel Padorno)**



## **AGRADECIMIENTOS**

Mi más sincero agradecimiento a mis Directoras de Tesis, las Dras. M<sup>a</sup> Dolores Tenorio Sanz y M<sup>a</sup> José Villanueva Suárez, por dirigir, colaborar y ayudarme en estos años de trabajo, con su presencia y sus magníficas correcciones siempre acertadas.

He tenido el honor de conocer a dos personas extraordinarias, excelentes investigadoras y profesionales del más alto nivel. Conocí a Lola en el Máster en el que colaboramos personal del Laboratorio de Salud Pública y de Madrid Salud y a M<sup>a</sup> José en la Facultad de Farmacia, y nos unió el deseo de profundizar en la investigación de la contaminación del agua. Esa fue mi tarea durante doce años y en parte la razón de esta Tesis, ojalá este trabajo sea una pequeña forma de expresarles mi más profunda admiración y respeto.

Muchas gracias a toda la gente maravillosa del Departamento de Nutrición y Ciencia de los Alimentos de la Facultad de Farmacia, y del Laboratorio de Salud Pública de Madrid que me han ayudado todos estos años, especialmente a Pilar Jiménez, a M<sup>a</sup> Jesús Montes, Alberto Álamo y Javier Peinador por sus aportaciones en el análisis de contaminantes. A Madrid Salud y a mis compañeros de Inspección Central por su inestimable ayuda en la labor de inspección. Gracias a Ricardo García Mata por su apoyo en el análisis estadístico. Quiero agradecer también su colaboración al Dr. Fernando Martínez Lagos del Laboratorio Clínico, al Dr. Francisco Benedicto del Laboratorio de Canal de Isabel II y a Margarita Palau del Ministerio de Sanidad.

Doy gracias a Dios, por haber puesto en mi vida a aquellas personas que son mi soporte y compañía en mi vida diaria y durante todo este periodo de especial dedicación. Gracias por estar conmigo en todo momento y esperar pacientemente mientras lo realizaba, especialmente mi marido Tomás y mis hijos Carlos y Jorge a quienes dedico este trabajo, porque, sin su apoyo y aliento, nunca hubiera visto la luz. Gracias a mis hermanos y a mis amigos más cercanos, por estar a mi lado siempre que los he necesitado regalándome con su tiempo. Y a todos los que, de una manera u otra, han contribuido a la realización de esta Tesis, recordaré su sincera ayuda prestada.

Por último, quiero mencionar a mis padres, que con su ejemplo siempre alentaron en mí el sentimiento de la pasión investigadora, del espíritu de esfuerzo y la superación en el trabajo diario, a mi madre que me infundió el cariño por las tareas bien hechas, y especialmente a mi padre, magnífico Ingeniero con dotes de “Zahorí”: él siempre encontraba agua y por ocurrencias del destino, el agua, al final me encontró a mí.

*A todos. Gracias. Siempre.*



# ÍNDICES

<b>I.</b>	<b>INDICE GENERAL.....</b>	<b>I</b>
<b>II.</b>	<b>INDICE DE TABLAS.....</b>	<b>IV</b>
<b>III.</b>	<b>INDICE DE FIGURAS.....</b>	<b>VI</b>
<b>IV.</b>	<b>ABREVIATURAS Y ACRÓNIMOS.....</b>	<b>IX</b>

## **I. ÍNDICE GENERAL**

RESUMEN/ABSTRACT.....	1
1. INTRODUCCIÓN.....	11
1.1. NECESIDADES DE AGUA EN LA POBLACIÓN.....	13
1.2. ANTECEDENTES DEL ABASTECIMIENTO DE AGUA A MADRID.....	15
1.2.1. Los viajes de agua.....	15
1.2.2. Las fuentes de Madrid.....	18
1.2.3. Creación del Canal de Isabel II.....	20
2. ABASTECIMIENTO DEL AGUA EN MADRID.....	23
2.1. ETAPAS DEL ABASTECIMIENTO.....	25
2.1.1. Captación.....	26
2.1.2. Tratamiento de potabilización.....	29
2.1.3. Almacenamiento y depósito del agua potable.....	36
2.1.4. Distribución de agua de consumo.....	38
2.2. CONTROL DE LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO.....	41
2.3. ACTUACIÓN INSPECTORA PARA GARANTIZAR LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO.....	43
3. CONTAMINANTES PROBLEMÁTICOS DEL AGUA DE GRIFO DE MADRID.....	45
3.1. PLOMO.....	47
3.1.1. Fuentes de contaminación por plomo. Incorporación al organismo humano.....	47
3.1.2. Origen del plomo en el sistema de abastecimiento y en el agua de grifo.....	49
3.1.3. Factores que favorecen la cesión de plomo al agua canalizada.....	51
3.1.4. Efectos tóxicos del plomo.....	53
3.1.5. Legislación.....	56
3.2. TRIHALOMETANOS.....	57
3.2.1. Concepto y tipos de trihalometanos (THMs).....	57
3.2.2. Formación de THMs.....	59
3.2.3. Factores de influencia en la formación de THMs.....	61
3.2.4. Toxicidad de los THMs.....	64
3.2.5. Legislación.....	66
3.3. LEGIONELLA EN EL AGUA DE CONSUMO.....	68

3.3.1. Descripción y ecología de <i>Legionella</i> .....	68
3.3.2. Epidemiología.....	72
3.3.3. <i>Legionella</i> en instalaciones de distribución de agua de consumo.....	74
3.3.4. Factores favorables a la proliferación de <i>Legionella</i> en las instalaciones .....	76
3.3.5. Legislación .....	78
4. OBJETIVOS Y PLAN DE TRABAJO .....	81
4.1. OBJETIVOS.....	83
4.1.1. Objetivo general .....	83
4.1.2. Objetivos específicos .....	83
4.2. PLAN DE TRABAJO .....	84
4.2.1 Estudio del plomo en agua de abastecimiento de Madrid.....	84
4.2.2. Estudio de Trihalometanos en agua de abastecimiento de Madrid.....	85
4.2.3. Estudio de <i>Legionella</i> en agua de abastecimiento de Madrid.....	86
5. ESTUDIO DEL PLOMO EN EL AGUA DE MADRID .....	89
5.1. MUESTREO .....	91
5.1.1. Localización de las muestras .....	91
5.1.2. Toma de muestras.....	91
5.2. METODOLOGÍA.....	92
5.2.1. Metodología analítica para cuantificación del plomo .....	92
5.2.2. Evaluación de riesgos .....	94
5.3. TRATAMIENTO ESTADÍSTICO.....	97
5.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	97
5.4.1. Concentración de plomo durante el período de estudio.....	97
5.4.2. Análisis del grado de cumplimiento según años de muestreo y legislación vigente.....	100
5.4.3. Análisis del grado de cumplimiento según el distrito de muestreo de Madrid .....	103
5.4.4 Análisis del grado de conformidad según el tipo de edificio muestreado en Madrid .....	105
5.4.5. Estimación del riesgo de exposición.....	107
5.4.6. Estrategias para reducir el plomo en el agua potable.....	111
6. ESTUDIO DE TRIHALOMETANOS EN EL AGUA DE MADRID .....	115
6.1. MUESTREO .....	117
6.1.1. Localización de muestras.....	117
6.1.2. Toma de muestras.....	118
6.2. METODOLOGÍA.....	119
6.2.1. Metodología analítica para cuantificación de THMs.....	119
6.2.2. Evaluación de riesgos .....	120
6.3. TRATAMIENTO ESTADÍSTICO.....	123
6.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	123
6.4.1. Concentración y distribución de las distintas especies de THMs .....	123
6.4.2. Distribución de THMs en función del año de muestreo .....	128
6.4.3. Distribución de THMs en función del distrito .....	131
6.4.4. Análisis de la concentración de THMs según el tipo de toma de muestra.....	132
6.4.5. Análisis de THMs en función de la estacionalidad.....	135

6.4.6. Estimación del riesgo de exposición a los THMs.....	138
6.4.7. Estrategias para reducir los niveles de THMs en agua de consumo .....	142
7. ESTUDIO DE <i>LEGIONELLA</i> EN EL AGUA DE MADRID .....	145
7.1. MUESTREO .....	147
7.1.1. Localización de las muestras .....	147
7.1.2 Definición de puntos críticos de muestreo.....	147
7.1.3. Toma de muestras.....	148
7.2. METODOLOGÍA.....	148
7.2.1. Determinación de <i>Legionella</i> .....	149
7.2.2. Métodos analíticos de parámetros indicadores en el estudio de <i>Legionella</i> en agua .....	155
7.2.3. Metodología para la evaluación de riesgos en los edificios problemáticos .....	157
7.3. TRATAMIENTO ESTADÍSTICO.....	159
7.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	159
7.4.1. Detección de <i>Legionella</i> durante el período de estudio .....	160
7.4.2. Análisis de la distribución de <i>Legionella</i> en función de los años de muestreo .....	161
7.4.3. Control de <i>Legionella</i> en función de la estacionalidad .....	163
7.4.4. Presencia de <i>Legionella</i> en función del distrito de Madrid.....	165
7.4.5. Presencia de <i>Legionella</i> en función del tipo de edificación.....	167
7.4.6. Presencia de <i>Legionella</i> en función de la temperatura del agua de la toma de muestra .....	172
7.4.7. Control de <i>Legionella</i> en función del tipo de desinfección .....	176
7.4.8. Influencia de distintos parámetros indicadores fisicoquímicos y microbiológicos en la colonización de <i>Legionella</i> en el agua.....	178
7.4.9. Análisis predictivo de posible presencia de <i>Legionella</i> .....	187
7.4.10. Evaluación del riesgo global en centros polideportivos con presencia de <i>Legionella</i> .....	191
7.4.11. Control de <i>Legionella</i> en AFCH.....	195
7.4.12. Estrategias para su control.....	195
8. CONCLUSIONES.....	199
9. BIBLIOGRAFÍA.....	207



## II. ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 2.1.</b> Estaciones de tratamiento del agua potable de Madrid .....	30
<b>Tabla 3.1.</b> Evolución de los valores paramétricos del plomo en la legislación.....	57
<b>Tabla 3.2.</b> Principales trihalometanos en aguas de consumo.....	58
<b>Tabla 3.3.</b> Acción tóxica de los principales THM.....	66
<b>Tabla 5.1.</b> Temperaturas, tiempos y flujo en la cámara de grafito .....	94
<b>Tabla 5.2.</b> Distribución de los niveles de plomo en muestras de agua de grifo de la población de Madrid (2007-2018).....	98
<b>Tabla 5.3.</b> Grado de conformidad de los niveles de plomo en agua de grifo de Madrid.....	100
<b>Tabla 5.4.</b> Distribución del grado de cumplimiento de plomo en muestras de agua de grifo de Madrid comparadas con niveles legales de referencia.....	104
<b>Tabla 5.5.</b> Grado de incumplimiento de los niveles de plomo en muestras de agua de grifo de Madrid clasificadas por tipo de inmueble y período de estudio.....	106
<b>Tabla 5.6.</b> Exposición dietética al plomo procedente de agua de grifo en la población infantil.....	108
<b>Tabla 5.7.</b> Margen de exposición (MOE) para la población infantil basado en los niveles de plomo en el agua de grifo de Madrid.....	108
<b>Tabla 5.8.</b> Pérdida promedio de IQ en niños de 5 años basada en los niveles de plomo en el agua de grifo .....	109
<b>Tabla 6.1.</b> THMs: Tiempos de retención, iones de cuantificación y cualificación.....	120
<b>Tabla 6.2.</b> Niveles de las diferentes especies de THMs.....	124
<b>Tabla 6.3.</b> Distribución de las muestras de agua en intervalos de concentración de las distintas especies de THMs.....	126
<b>Tabla 6.4.</b> Niveles de las especies individuales de THMs en función del año de muestreo .....	129
<b>Tabla 6.5.</b> Niveles de las especies individuales de THMs en función del tipo de toma.....	134
<b>Tabla 6.6.</b> Niveles de las especies individuales de THMs en función de la estacionalidad....	136
<b>Tabla 6.7.</b> Distribución de las muestras en función de los rangos de concentración de las especies de THMs.....	140
<b>Tabla 6.8.</b> Cálculo de las ingestas diarias de las especies de THMs para consumidor medio y alto según rangos de concentración del total de THMs.....	140
<b>Tabla 6.9.</b> Riesgo cancerígeno basado en los niveles de las especies de THMs en el agua potable para población adulta.....	141

<b>Tabla 6.10.</b> <i>Riesgo no cancerígeno basado en los niveles de las especies de THMs en el agua potable para población adulta</i> .....	142
<b>Tabla 7.1.</b> <i>Características de los componentes necesarios para la realización de la qPCR</i> ...	151
<b>Tabla 7.2.</b> <i>Equivalencia de los resultados expresados en CT y en UG/l</i> .....	154
<b>Tabla 7.3.</b> <i>Modelo para el cálculo de factores de riesgo estructural</i> .....	158
<b>Tabla 7.4.</b> <i>Modelo para el cálculo de factores de riesgo de mantenimiento</i> .....	158
<b>Tabla 7.5.</b> <i>Modelo para el cálculo de factores de riesgo de operación</i> .....	158
<b>Tabla 7.6.</b> <i>Distribución del muestreo y detección de Legionella en el periodo de estudio</i> .....	162
<b>Tabla 7.7.</b> <i>Brotos de legionelosis en España. Distribución por CCAA</i> .....	163
<b>Tabla 7.8.</b> <i>Casos detectados de Legionella en agua de Madrid. Distribución mensual</i> .....	165
<b>Tabla 7.9.</b> <i>Casos detectados de Legionella en agua de Madrid. Distribución por distrito</i> .....	166
<b>Tabla 7.10.</b> <i>Distribución de muestreo, detectados y no detectados por tipo de edificación</i> ....	167
<b>Tabla 7.11.</b> <i>Aislamiento y prevalencia de Legionella en sistemas de agua en distintos países</i>	170
<b>Tabla 7.12.</b> <i>Legionelosis brotes notificados según edificio y lugar del brote</i> .....	171
<b>Tabla 7.13.</b> <i>Distribución de detección de Legionella en función de la temperatura del agua</i> .	174
<b>Tabla 7.14.</b> <i>Relación entre biocida utilizado en la desinfección y presencia de Legionella</i> ...	176
<b>Tabla 7.15.</b> <i>Selección de variables independientes en el modelo de regresión logística</i> .....	188
<b>Tabla 7.16.</b> <i>Análisis de estimaciones de máxima verosimilitud</i> .....	189
<b>Tabla 7.17.</b> <i>Estimación de odds-ratio y límite de confianza</i> .....	189
<b>Tabla 7.18.</b> <i>Asociación de probabilidades predictivas y respuestas observadas</i> .....	190
<b>Tabla 7.19.</b> <i>Clasificación</i> .....	190
<b>Tabla 7.20.</b> <i>Relación de centros polideportivos con presencia de Legionella y sus distritos correspondientes</i> .....	192
<b>Tabla 7.21.</b> <i>Factores e índice de riesgo estructural</i> .....	192
<b>Tabla 7.22.</b> <i>Factores e índice de riesgo de mantenimiento</i> .....	193
<b>Tabla 7.23.</b> <i>Factores e índice de riesgo de operación</i> .....	193
<b>Tabla 7.24.</b> <i>Índice de riesgo global total</i> .....	193

### III. ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.1.</b> <i>Mapa de los viajes de agua de Madrid en 1750</i> .....	17
<b>Figura 1.2.</b> <i>Detalle de algunos viajes de agua de Madrid</i> .....	18
<b>Figura 1.3.</b> <i>Detalles de las fuentes históricas</i> .....	19
<b>Figura 1.4.</b> <i>Fuentes históricas de Madrid</i> .....	20
<b>Figura 2.1.</b> <i>Esquema de la gestión integral del abastecimiento de agua potable en Madrid</i> ...	25
<b>Figura 2.2.</b> <i>Evolución del agua embalsada en la CAM. Periodo 2020-2022</i> .....	27
<b>Figura 2.3.</b> <i>Masas de agua subterránea de la CAM</i> .....	29
<b>Figura 2.4.</b> <i>Esquema lineal del tratamiento del agua potable en ETAP</i> .....	31
<b>Figura 2.5.</b> <i>Curva del punto de ruptura (break -point)</i> .....	34
<b>Figura 2.6.</b> <i>Depósitos de almacenamiento de agua</i> .....	37
<b>Figura 2.7.</b> <i>Acumuladores de ACS: Visita de inspección</i> .....	38
<b>Figura 2.8.</b> <i>Conducciones de agua potable de CYII</i> .....	39
<b>Figura 2.9.</b> <i>Tipos de redes de distribución</i> .....	40
<b>Figura 2.10.</b> <i>Estación oficial de muestreo (EOM) para la inspección del agua potable</i> .....	43
<b>Figura 3.1.</b> <i>Tuberías de plomo</i> .....	51
<b>Figura 3.2.</b> <i>Mecanismo de formación de THMs</i> .....	60
<b>Figura 3.3.</b> <i>Vías de generación de especies tóxicas de los THMs mediante metabolismos oxidativos y reductivos</i> .....	65
<b>Figura 3.4.</b> <i>Legionella vista al microscopio electrónico de transmisión</i> .....	68
<b>Figura 3.5.</b> <i>Legionella en el biofilm de tuberías de agua</i> .....	69
<b>Figura 3.6.</b> <i>Ciclo de crecimiento intracelular de Legionella en ameba</i> .....	71
<b>Figura 3.7.</b> <i>Micrografía electrónica: (a) macrófago alveolar y (b) Ameba polyphaga, infectadas por L. pneumophila</i> .....	71
<b>Figura 3.8.</b> <i>Casos notificados de legionelosis UE/España 2005-2020</i> .....	72
<b>Figura 3.9.</b> <i>Prevalencia de legionelosis en Europa</i> .....	73
<b>Figura 3.10.</b> <i>Multiplificación de Legionella en distintas infraestructuras en función de la temperatura</i> .....	75
<b>Figura 3.11.</b> <i>Elementos corroídos implicados en casos de legionelosis</i> .....	77
<b>Figura 4.1.</b> <i>Plan de trabajo: Plomo en agua de Madrid</i> .....	85

<b>Figura 4.2.</b> <i>Plan de trabajo: Trihalometanos en agua de Madrid</i> .....	86
<b>Figura 4.3.</b> <i>Plan de trabajo: Legionella en agua de Madrid</i> .....	87
<b>Figura 5.1.</b> <i>Localización de las muestras de agua en los 21 distritos de Madrid</i> .....	91
<b>Figura 5.2.</b> <i>Espectrofotómetro de absorción atómica</i> .....	93
<b>Figura 5.3.</b> <i>Evolución comparativa anual del porcentaje de incumplimiento de los niveles de plomo en el agua del grifo entre España y la ciudad de Madrid</i> .....	103
<b>Figura 5.4.</b> <i>Incumplimientos de niveles de plomo en el agua de grifo de Madrid</i> .....	105
<b>Figura 5.5.</b> <i>Tríptico: El plomo en el agua de consumo</i> .....	113
<b>Figura 6.1.</b> <i>Zonas de abastecimiento de Madrid y distritos a los que corresponden</i> .....	118
<b>Figura 6.2.</b> <i>Evolución comparativa anual de los niveles de THMs en el agua de consumo en España frente a Madrid</i> .....	130
<b>Figura 6.3.</b> <i>Niveles de las especies individuales de THMs según distrito de muestreo</i> .....	131
<b>Figura 7.1.</b> <i>Equipos utilizados en la metodología qPCR</i> .....	151
<b>Figura 7.2.</b> <i>Fases de amplificación qPCR</i> .....	152
<b>Figura 7.3.</b> <i>Curva de amplificación de una reacción qPCR</i> .....	154
<b>Figura 7.4.</b> <i>Muestras de ACS positivas. Distribución del grado de colonización por Legionella expresada en CT</i> .....	161
<b>Figura 7.5.</b> <i>Distribución estacional de muestras positivas en Legionella expresadas en porcentaje en sistemas de ACS de Madrid</i> .....	164
<b>Figura 7.6.</b> <i>Distribución de muestras totales y positivas en Legionella en polideportivos/año168</i>	
<b>Figura 7.7.</b> <i>Distribución de las muestras de Legionella en función de la temperatura</i> .....	173
<b>Figura 7.8.</b> <i>Distribución de valores de pH en relación con los porcentajes de muestras positivas y negativas de Legionella</i> .....	179
<b>Figura 7.9.</b> <i>Distribución de rangos de conductividad eléctrica en relación con los porcentajes de muestras positivas y negativas de Legionella</i> .....	181
<b>Figura 7.10.</b> <i>Distribución de rangos de color en relación con los porcentajes de muestras positivas y negativas de Legionella</i> .....	182
<b>Figura 7.11.</b> <i>Distribución de rangos de turbidez en relación con los porcentajes de muestras positivas y negativas de Legionella</i> .....	183
<b>Figura 7.12.</b> <i>Distribución de rangos de concentración de hierro en relación con los porcentajes de muestras positivas y negativas de Legionella</i> .....	184

<b>Figura 7.13.</b> <i>Distribución de rangos de concentración de nitritos en relación con los porcentajes de muestras positivas y negativas de Legionella</i> .....	185
<b>Figura 7.14.</b> <i>Distribución de rangos de concentración de coliformes (ufc/ml) en relación con los porcentajes de muestras positivas y negativas de Legionella</i> .....	186
<b>Figura 7.15</b> <i>Porcentaje de incumplimientos de los distintos factores de influencia y relación con muestras positivas y negativas de Legionella</i> .....	187
<b>Figura 7.16.</b> <i>Curva ROC</i> .....	191

## **IV. ABREVIATURAS Y ACRÓNIMOS**

<b>ACS</b>	Agua Caliente Sanitaria
<b>AEAS</b>	Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamiento
<b>AEFIT</b>	Asociación Española de Empresas de Frío
<b>AENOR</b>	Asociación Española de Normalización y Certificación
<b>AESAN</b>	Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición
<b>AFCH</b>	Agua Fría de Consumo Humano
<b>AHA</b>	Ácidos Haloacéticos
<b>ANECPLA</b>	Asociación Nacional de Empresas de Sanidad Ambiental
<b>AQUA ESPAÑA</b>	Asociación Española de Empresas del Tratamiento y Control de Aguas
<b>ASHRAE</b>	American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers
<b>ATSDR</b>	Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades
<b>BDCM</b>	Bromodichlorometano
<b>BMDL</b>	Menor Límite de Confianza de Dosis Benchmark
<b>CAM</b>	Comunidad Autónoma de Madrid
<b>CCAA</b>	Comunidades Autónomas
<b>CDC</b>	Centers for Disease Control and Prevention
<b>CH</b>	Confederación Hidrográfica
<b>CMT</b>	Capacidad Máxima de Tratamiento
<b>COVID 19</b>	Coronavirus Disease 19
<b>CSF</b>	Factor Pendiente de Cáncer (Cancer Slope Factor)
<b>CSIC</b>	Consejo Superior de Investigaciones Científicas
<b>CT</b>	Ciclos de Trabajo
<b>CTE</b>	Código Técnico de Edificación
<b>CYII</b>	Canal de Isabel II
<b>DBCM</b>	Dibromoclorometano
<b>DE</b>	Dosis de Exposición
<b>EDAR</b>	Estación Depuradora de Aguas Residuales
<b>EFSA</b>	Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria

<b>ELDSNet</b>	European Legionnaires' Disease Surveillance Network
<b>ENAC</b>	Entidad Nacional de Acreditación
<b>EOM</b>	Estación Oficial de Muestreo
<b>EPA</b>	Environmental Protection Agency
<b>ESGLI</b>	European Technical Guidelines for the Infections Caused by Legionella species
<b>ETAP</b>	Estación Tratamiento de Agua Potable
<b>FAO</b>	Food and Agriculture Organisation of the United Nations
<b>FDA</b>	Food and Drug Administration
<b>HISPAGUA</b>	Sistema Español de Información sobre el Agua
<b>HQ</b>	Cociente de Peligro (Hazard Quotient)
<b>ID</b>	Ingesta Diaria
<b>IE</b>	Índice Estructural
<b>IEUBK</b>	Integrated Exposure Uptake Biokinetics
<b>IM</b>	Índice de Mantenimiento
<b>INE</b>	Instituto Nacional de Estadística
<b>IO</b>	Índice de Operación
<b>IPC</b>	Control de Inhibición Interno
<b>IQ</b>	Coficiente Intelectual (Intelligence Quotient)
<b>LOD</b>	Límite de Detección
<b>LOQ</b>	Límite de Cuantificación
<b>MOE</b>	Margen de Exposición
<b>MOI</b>	Multiplicity of Infection
<b>MON</b>	Materia Orgánica Natural
<b>MS</b>	Ministerio de Sanidad
<b>NOAEL</b>	Nivel Sin Efecto Adverso Observable (No Observable Adverse Effect Level)
<b>OCDE</b>	Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico
<b>OMS</b>	Organización Mundial de la Salud
<b>ONU</b>	Organización de las Naciones Unidas
<b>PIAM</b>	Plan Integral de Aguas de Madrid
<b>PSL</b>	Plan Sanitario de Legionella

<b>RC</b>	Riesgo Cancerígeno
<b>RENAVE</b>	Red española de Vigilancia epidemiológica
<b>RfD</b>	Dosis de Referencia
<b>RNC</b>	Riesgo no Cancerígeno
<b>RTC</b>	Riesgo Total de Cáncer
<b>SAICA</b>	Sistema Automático de Información de la Calidad de las Aguas
<b>SENC</b>	Sociedad Española de Nutrición Comunitaria
<b>SINAC</b>	Sistema de Información Nacional de Aguas de Consumo
<b>SPD</b>	Subproductos Desinfección
<b>TBM</b>	Tribromometano
<b>TCM</b>	Triclorometano
<b>THMs</b>	Trihalometanos
<b>UE</b>	Unión Europea
<b>UG</b>	Unidades Genómicas
<b>VP</b>	Valor paramétrico
<b>WHO</b>	World Health Organization
<b>ZA</b>	Zona de Abastecimiento







Grifo en forma de águila de una fuente de beber agua de consumo  
Fuente: <https://www.pxfuel.com/es/free-photo-eksmb>

## **RESUMEN/ABSTRACT**

---



## Resumen

El agua es un recurso escaso que se debe preservar, controlar y utilizar adecuadamente. El acceso al agua potable es fundamental para la salud y se considera imprescindible en la alimentación. Su derecho está recogido en la Declaración Universal de los Derechos Humanos y uno de los objetivos estratégicos de la Agenda 2030 es garantizar la seguridad del agua de grifo en toda la Unión Europea.

El presente trabajo se centra en el estudio del agua de consumo de Madrid. Desde los primeros que proporcionaban agua a la población de Madrid mediante los denominados *viajes de agua*, contamos actualmente con infraestructuras hidráulicas de gran envergadura, tras la puesta en marcha del Canal de Isabel II, que abastece a 6,8 millones de habitantes.

El abastecimiento constituye un sistema complejo que permite la captación del agua desde embalses y acuíferos, su potabilización en estaciones de tratamiento y su distribución mediante todo un conjunto de instalaciones y redes de distribución general y domiciliarias antes de llegar al consumidor final.

La seguridad e inocuidad de las fuentes de abastecimiento, la eficacia del tratamiento de potabilización y la protección del agua en la red de distribución hasta llegar al grifo, son indispensables en el control de la calidad, para detectar y corregir la contaminación del agua desde su origen y evitar riesgos para la salud.

El objetivo general de esta Tesis Doctoral se centra en la evaluación de la calidad y seguridad del agua de la red de abastecimiento de Madrid mediante un estudio retrospectivo de la vigilancia y control de contaminantes de especial relevancia y el establecimiento de estrategias para minimizar su presencia en las aguas de consumo de Madrid.

En este contexto, se ha considerado de claro interés llevar a cabo una investigación sobre la problemática concreta de tres contaminantes con gran impacto en la salud humana: plomo, trihalometanos y *Legionella*, que se pueden encontrar en el grifo del consumidor.

Los efectos adversos de estas sustancias tóxicas en la salud humana o la posibilidad de transmisión de enfermedades de origen hídrico por microorganismos son elementos decisivos para afrontar su estudio.

En la investigación se ha trazado un plan de trabajo que abarca el estudio evolutivo de los tres contaminantes a lo largo de un extenso periodo de hasta 14 años en función del parámetro. La toma de muestras se ha efectuado tanto en edificaciones de interés para la salud pública, como en viviendas privadas, estaciones oficiales de muestreo o incluso fuentes de beber. Se ha recopilado información sobre un volumen de más de 4000 muestras y se ha procedido a su análisis tanto desde la perspectiva legal, como desde el punto de vista de la seguridad y la salud.

Se han analizado los posibles factores que pueden afectar a la presencia de estos contaminantes relacionados con el año de muestreo, los diferentes distritos, o el tipo de inmuebles entre otras variables y se ha establecido la comparativa con niveles detectados a nivel nacional o internacional. En aras a determinar el impacto en la salud, se ha procedido a la evaluación de riesgos para la población más vulnerable y en vista de los resultados se proponen estrategias de prevención y mejora de la calidad del agua de abastecimiento de Madrid.

Los resultados del plomo en agua reflejan que un pequeño porcentaje de muestras analizadas superaron los niveles establecidos en la legislación vigente, acusándose un mayor número de casos por la reducción del límite legal en 2014 y destacando un mayor porcentaje de incumplimientos en hogares y organismos públicos de los distritos de la almendra central.

Para analizar el riesgo de exposición de la población madrileña, el estudio se ha centrado en la población más vulnerable: lactantes y niños pequeños, y se ha considerado el agua procedente del muestreo regulatorio de viviendas.

Los criterios de valoración de efectos críticos: margen de exposición y pérdida de coeficiente intelectual revelan posibilidad de riesgo en lactantes cuando el plomo supera 5 µg/l, y en niños pequeños en casos de niveles de 10 µg/l de plomo en altos consumidores por lo que en estos casos no se podría excluir la posibilidad de un efecto adverso.

En relación a los THMs, se han cuantificado cloroformo, bromoformo, diclorobromometano y clorodibromometano, siendo el cloroformo el de mayor contribución a la suma total de THMs, pero en ningún caso se superó el límite legal y se acusa una tendencia a la disminución en los últimos años de muestreo.

También en este caso se detectó la influencia del factor distrito con superioridad de valores en los de la almendra central.

En relación a los efectos en la salud, se ha caracterizado el riesgo cancerígeno y no cancerígeno, encontrándose muy pocas muestras que pudieran suponer un riesgo adicional para altos consumidores.

Con respecto a *Legionella* se han detectado pocos casos de incumplimiento, que están claramente relacionados con la temperatura del agua, con la antigüedad de la instalación y con la presencia conjunta de indicadores físico-químicos y microbiológicos de la calidad del agua.

Los resultados mostraron una distribución estacional y son los centros polideportivos los que acusaron mayor incidencia, por lo que en estas instalaciones se llevó a cabo un exhaustivo análisis de riesgos operacionales, estructurales y de mantenimiento. Dada la importancia de este microorganismo que se asocia con brotes hídricos de legionelosis, se ha aplicado un modelo de regresión logística capaz de predecir la presencia o ausencia de *Legionella*.

Finalmente, tras el estudio sistemático y crítico de estos contaminantes se han aplicado medidas preventivas y se han implementado estrategias y sugerido otras que están a la espera de poder ser aplicadas, ya que indudablemente contribuirán a la mejora del control de la calidad del agua de abastecimiento de Madrid. Esperamos que este estudio sirva para concienciar y seguir investigando sobre un tema que atañe a la salud de todos.



## **Abstract**

Water is a resource scarce that must be preserved, controlled and used appropriately. Drinking water access is fundamental for health and is considered essential for feeding. Its right is enshrined in the Universal Declaration of Human Rights and is one of the strategic objectives of the 2030 Agenda to ensure the safety of tap water throughout the European Union.

This document focuses on the study of drinking water in Madrid. From the first hydraulic infrastructures supplying water to the city, which provided water collected from underground to the population by means of the so-called "water trips", we now have a large-scale hydraulic system, following the commissioning of the Isabel II Canal, which today supplies 6.8 million inhabitants.

The supply constitutes a complex system that allows the collection of water from reservoirs and aquifers, its potabilisation in treatment stations and its distribution through a whole set of facilities: large pipelines, reservoirs, lifting and pressure regulating stations and general and home distribution networks before reaching the end consumer.

The safety and innocuousness of supply sources, the effectiveness of the purification treatment and the protection of water in the distribution network up to the tap, are essential for quality control, to detect and correct water contamination at source, and to avoid health risks.

The general objective of this Doctoral Thesis focuses on the evaluation of the quality and safety of the water supply network of Madrid by means of a retrospective study of the monitoring and control of contaminants of special relevance and the establishment of strategies to minimize their presence in the drinking water of Madrid. In this context, it has been considered of clear interest to carry out research on the specific problems of three contaminants with a great impact on human health: Lead, trihalomethanes and *Legionella*, which can be found in the consumer's tap. The adverse effects of these toxic substances on human health or the possibility of transmission of water-borne diseases by microorganisms are decisive elements to face its study.

The research work plan covers the evolutionary study of the three pollutants over an extended period of up to 14 years depending on the parameter. Sampling has been carried out in buildings of public health interest, private dwellings, official sampling stations and even drinking fountains. Information on a volume of more than 4000 samples has been

collected and analyzed both from a legal perspective and from a health and safety point of view. The possible factors that may affect the presence of these pollutants related to the year of sampling, the different districts, or the type of buildings, among other variables, have been analyzed and a comparison has been made with levels detected at national or international level. In order to determine the impact on health, a risk assessment has been carried out for the most vulnerable population and, in view of the results, strategies for prevention and improvement of the quality of Madrid's water supply are proposed.

Lead results in water reflect that a small percentage of samples tested exceeded the levels established in the current legislation, with a higher prevalence due to the reduction of the legal limit in 2014 and a higher percentage of non-compliance in households and public organizations in the districts of the central almond region.

To analyze the risk of exposure of the population of the Madrid, the study focused on the most vulnerable population: infants and young children and considered water from regulatory sampling of dwellings. The critical Effects Endpoints: Margin of Exposure and loss of IQ reveal the potential risk in infants when lead exceeds 5  $\mu\text{g/l}$ , and in young children in cases of lead levels of 10  $\mu\text{g/l}$  in high consumers, so in these cases the possibility of an adverse effect could not be excluded.

In relation to THMs, chloroform, bromoform, dichlorobromomethane and chlorodibromomethane have been analyzed, with chloroform being the one with the greatest contribution to the sum of total THMs, but in no case was the legal limit exceeded and there is a decreasing trend in last years of sampling. Also, in this case the district factor influence was detected with higher values in the central kernel. In the case of health effects, the carcinogenic and non-carcinogenic risk has been characterized and very few samples were found that could pose an additional risk to high consumers..

Regarding *Legionella*, few cases of non-compliance have been detected, which are clearly related to the water temperature, the age of the installation and the joint presence of physical-chemical and microbiological indicators of water quality.

The results showed a seasonal distribution and it was sports centers that showed the highest incidence, so an exhaustive analysis of operational, structural and maintenance risks was carried out in these facilities. Given the importance of this microorganism that is associated with waterborne outbreaks of legionellosis, a logistic regression model as applied to predict the presence or absence of *Legionella*.

Finally, after the systematic and critical study of these contaminants, measures have been applied and preventive strategies have been implemented and in some cases even suggested. that will undoubtedly contribute to the improvement of the control of the quality of Madrid's water supply. We hope that this study will serve to raise awareness and further research on an issue that concerns everyone's health.





El agua de consumo, fuente de vida  
Fuente: [https://cdn.pixabay.com/photo/2016/06/01/15/45/advertising-1429216\\_\\_340.jpg](https://cdn.pixabay.com/photo/2016/06/01/15/45/advertising-1429216__340.jpg)

## **CAPÍTULO I**

### **INTRODUCCIÓN**

---



## **1.1. NECESIDADES DE AGUA EN LA POBLACIÓN**

El derecho de los ciudadanos al uso racional de los recursos naturales, como el agua y su conservación está implícito en la Constitución Española (1978). El acceso al agua potable es fundamental para la salud y se considera imprescindible en la alimentación. Su derecho está recogido desde 2010 en la Declaración Universal de los Derechos Humanos.

El agua es el componente mayoritario del organismo, contribuyendo a un porcentaje aproximado del 60% del peso corporal, si bien el porcentaje varía con la edad, el sexo, el peso de grasa corporal y el nivel de actividad física. Es esencial para la vida humana por las múltiples funciones que desempeña como medio de disolución, vehículo de transporte de los nutrientes y los gases en el organismo, aporte de electrolitos y regulación de la temperatura corporal. Además, participa en la transmisión nerviosa o en el impulso eléctrico del sistema cardiaco. La ingesta diaria (ID) recomendada de agua para cubrir las funciones mencionadas es de 2 a 2,5 litros, que además compensará las pérdidas producidas por la orina, las heces, la transpiración y la respiración. La ingesta insuficiente de líquidos de manera continuada favorece la deshidratación y puede tener relación con algunas patologías (EFSA, 2010a; Salas-Salvadó et al., 2020).

La Sociedad Española de Nutrición Comunitaria (SENC) en las nuevas Guías alimentarias para la población española y la pirámide de la hidratación, recomienda beber como mínimo 4-6 vasos de agua/día (SENC, 2017).

El aporte de agua proviene en su mayor parte (80%) de la ingesta de bebidas, aunque también depende en menor medida del aporte de agua contenida en los alimentos o del metabolismo oxidativo. Sin embargo, para una hidratación saludable se recomienda como primera opción el consumo de agua. El agua consumida puede responder tanto al agua de abastecimiento de grifo como al agua mineral embotellada, y a pesar de que el consumo de ésta última ha sufrido un incremento vertiginoso, sigue muy por debajo del correspondiente del agua de grifo. Así, en el caso concreto de Madrid, el 73,6% de la población se declara consumidora de este tipo de agua, ya que posee una calidad excelente, y un contenido muy bajo en sales minerales como se refleja en el informe técnico del agua de la Comunidad de Madrid (CAM, 2021a).

Disponer de un agua de grifo potable, económica, saludable y de alta calidad, además de ahorrar en agua embotellada, supone una agresión menor para el medio ambiente y permite otras importantes ventajas en el hogar. Entre ellas destacan algunas como evitar

ocupar espacio para el almacenaje del agua embotellada, un menor consumo de detergentes y productos de higiene personal, menores tiempos de cocción de los alimentos, una mayor facilidad en la limpieza del hogar (evitando incrustaciones de cal) o una vida media más elevada de lavadoras y lavavajillas. El agua es un recurso escaso que se debe preservar, controlar y utilizar adecuadamente. Una gestión sostenible del agua implica garantizar el suministro de la demanda, promover la eficiencia hídrica y un uso racional, además de asegurar que el agua se devuelva al medio ambiente con la calidad adecuada. *“Salvaguardar el agua en aras de la dignidad, la salud y la seguridad alimentaria y nutricional de todos los habitantes del planeta es uno de los mayores desafíos con que se enfrenta la humanidad”*. Según las palabras de Koffi Annan: *“No podremos acabar con ciertas enfermedades del mundo hasta que no hayamos ganado la batalla del agua potable y del saneamiento”* (OMS, 2017).

La vigilancia y control del agua potable son actividades de primordial importancia desde el punto de vista de la salud pública, de la inocuidad, de la nutrición y aceptabilidad del agua de consumo público (FAO, 2015). El 6 de mayo de 1968 fue redactada en Estrasburgo la Carta Europea del Agua como una declaración de principios para una correcta gestión del agua concretada en 12 artículos que a continuación se exponen:

- 1. No hay vida sin agua. El agua es indispensable para toda actividad humana.*
- 2. El agua no es inagotable. Es necesario conservarla, controlarla y, si es posible, aumentar su cantidad.*
- 3. Contaminar el agua es atentar contra la vida humana y la de todos los seres vivos que dependen del agua.*
- 4. La calidad del agua debe mantenerse en condiciones suficientes para cualquier uso; sobre todo, debe satisfacer las exigencias de la salud pública.*
- 5. Cuando el agua residual vuelve al cauce, debe estar de tal forma que no impida usos posteriores.*
- 6. Mantener la cubierta vegetal, sobre todo los bosques, es necesario para conservar los recursos del agua.*
- 7. Los recursos del agua deben ser inventariados.*
- 8. La correcta utilización de los recursos de agua debe ser planificada por las autoridades competentes.*
- 9. La conservación del agua debe potenciarse intensificando la investigación científica, formando especialistas y mediante una información pública adecuada.*
- 10. El agua es un bien común, cuyo valor debe ser conocido por todos. Cada persona tiene el deber de ahorrarla y usarla con cuidado.*
- 11. La administración del agua debe fundamentarse en las cuencas naturales más que en las fronteras políticas y administrativas.*

*12. El agua no tiene fronteras. Es un bien común que requiere la cooperación internacional.*

A raíz de esta carta se considera el deber de proteger y gestionar adecuadamente la calidad del agua y en Europa se han promulgado legislaciones con dicho objetivo.

El grado de desarrollo de una sociedad puede medirse de muchas maneras, pero a lo largo de la historia, las infraestructuras del agua se han mostrado como un gran indicador al respecto. Una sociedad que domina el agua es una sociedad desarrollada. De hecho, el sistema español de gestión del agua es una pieza fundamental de la política de desarrollo económico del siglo XXI.

## **1.2. ANTECEDENTES DEL ABASTECIMIENTO DE AGUA A MADRID**

### **1.2.1. Los viajes de agua**

Los asentamientos primitivos de Madrid se ubicaron inicialmente en una zona de abundantes aguas, suficiente para una población de miles de personas. El origen del nombre de Madrid, en árabe *mayrit*, se asocia a la abundancia inicial de aguas superficiales y subterráneas. Según estas teorías el asentamiento árabe: *magerit* que significa “cauce”, a su vez estaba situado sobre uno visigodo *matrice*, cuyo significado es “arroyo”. Los musulmanes tradujeron el nombre inicial del arroyo *matrice* a *mayrat* (curso de agua). El primer nombre de la Villa: *Matrice* aludía al arroyo que discurría entre las colinas de las Vistillas y la Almudena y que venía a significar “madre de aguas”. Posteriormente pasa a denominarse *Madrit*, término compuesto por *madra* (corriente o viaje de agua) e *it* (abundancia) y ha ido evolucionando hasta el término actual de Madrid.

Los caminos del agua, *qanat* o viajes de agua de origen árabe eran infraestructuras hidráulicas de suministro de agua a la ciudad constituyendo una compleja red de galerías artificiales subterráneas o semi-subterráneas de conducción, que proporcionaban aguas captadas del subsuelo.

Las galerías de los viajes estaban revestidas de ladrillo generalmente vidriado y contenían varios pozos de ventilación y de acceso, señalizados por piedras en forma de pirámide o capirotos y con hornacinas en las paredes para colocar iluminarias.

Desembocaban en depósitos, arcas o aljibes en donde se almacenaba o reposaba el agua, distribuía su suministro (arca de repartimiento) o cambiaba de dirección (arca cambiija), y posteriormente se recogía en pilones y fuentes (Guerra Chavarino, 2011).

Los viajes tuvieron un especial desarrollo en algunas ciudades como Madrid, proporcionando durante siglos un caudal suficiente a la población madrileña desde la ocupación musulmana y tuvieron un periodo de proliferación durante los siglos XVI a XIX (Pinto Crespo et al., 2010).

Desde la fundación de Madrid en la segunda mitad del siglo IX, hasta mediados del siglo XIX (1851) en que se inaugura la traída de aguas del río Lozoya por medio del Canal de Isabel II (CYII), el único sistema utilizado para el abastecimiento de la población en la ciudad era a través de esta gran red de galerías subterráneas.

En el Fuero de Madrid de 1202 ya se menciona el arroyo *matrice* como el viaje más antiguo de suministro de agua a Madrid, el cual procedía de las fuentes de *Sancti Petri* o Fuentes de San Pedro en la Plaza de Puerta Cerrada, descendía por la Cava Baja, hacia la Plaza de los Carros, siguiendo un transcurso paralelo a la muralla por la calle Segovia hasta desembocar en el Manzanares, en donde se localizaban los baños públicos y las tenerías. En el siglo XVI el viaje de la Alcubilla, en la zona de Tetuán, llegó a poseer una longitud de 26 km (Guerra Chavarino, 2011).

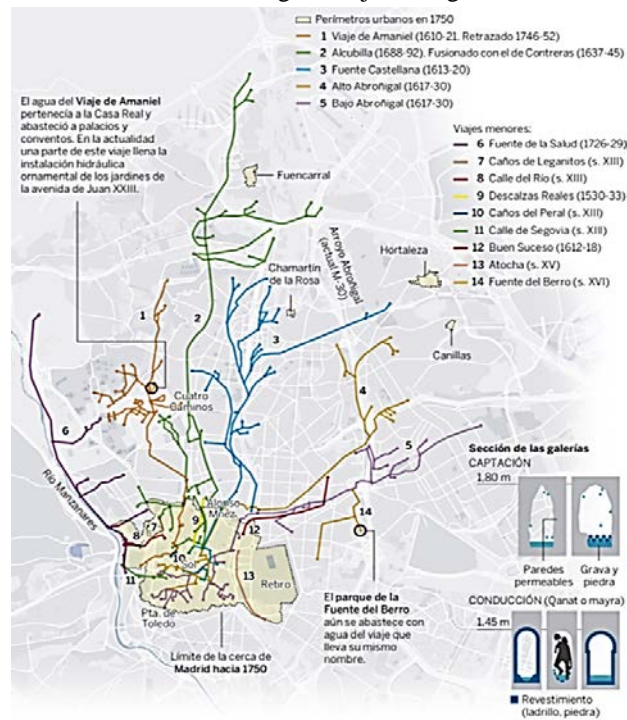
Para resolver el problema del abastecimiento y con el traslado de la corte a Madrid por Felipe III (1613), se construyeron y repararon antiguos viajes de agua de la época árabe, canalizaciones que sufrieron sucesivas ampliaciones para aumentar su capacidad a medida que la población fue creciendo (Hermosilla Pla, 2008).

Las zonas de captación de agua se localizaron en el sector nordeste de Madrid, en la sierra de Guadarrama y entre Fuencarral y Alcalá, y cerca de los pueblos como Chamartín, Canillas y Canillejas. Estas zonas debían estar a una mayor altitud que la villa, permitiendo que el agua discurriera por gravedad hasta el centro de la ciudad. Se han documentado varios trazados de estos viajes de agua en Madrid con más de 70 km de curso que estuvieron en activo hasta la construcción del CYII (Domínguez Bautista, 1997).

Los caminos de cada viaje de agua se denominaron en función del arroyo de procedencia. La red hidrográfica del Madrid antiguo constaba de 15 subcuencas correspondientes a 15 arroyos. En 1750 ya había 14 viajes de agua que aparecen reflejados en la siguiente figura 1.1.

### Figura 1.1. Mapa de los viajes de agua de Madrid en 1750

Fuente: <https://www.madrid.es/portales/munimadrid/es/Inicio/El-Ayuntamiento/Medio-ambiente/Agua/Viajes-de-agua>



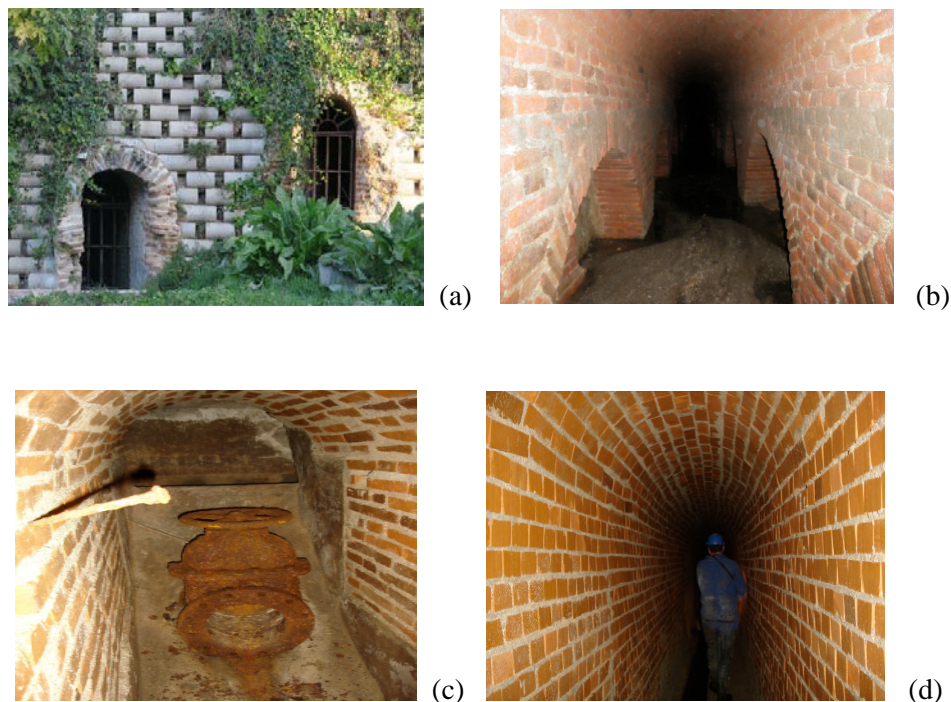
Madrid se abastecía principalmente de cuatro viajes públicos (propiedad de la Villa) de *aguas finas* o potables. Estos viajes eran los más afamados por la calidad de sus aguas: Alcubilla, Abroñigal Alto, Abroñigal Bajo y Castellana. Junto a ellos se usaban otros viajes secundarios, (pertenecientes a la Corona o a particulares) en parte privados y compartidos por los aguadores, como el de Amaniel o viaje de Palacio, la fuente del Berro, Descalzas Reales, etc. (Figuras 1.2 a 1.4). Algunos de los viajes eran de *aguas gordas* o no potables, que se empleaban para el ganado, el riego agrícola de los huertos cercanos o para surtir de agua a las fuentes monumentales.

En 1850 ya existían cerca de 50 viajes de agua, con cerca de 124 km de longitud en total para abastecer una población de 200.000 habitantes de Madrid, calculando unos 10 litros diarios por madrileño, algo insuficiente para otros usos que no fueran la bebida y la alimentación (Gea Ortigas, 2002).

Estos viajes de agua funcionaron hasta el siglo XIX como único abastecimiento de aguas a Madrid y su caudal era en muchos casos considerable. El desuso de los viajes de agua madrileños fue debido a su progresiva contaminación, provocada por los fallos en el alcantarillado construido por los arquitectos de Carlos III, que olvidaron incluir sifones y supuso que los 10.000 pozos sépticos creados contaminaran el agua de los viajes.

Hasta el S XVIII se usaban las calles como desagües únicos para toda la ciudad, sin sistema de alcantarillado, pero en el S XIX se crearon varias estaciones de depuración de las aguas procedentes de los viajes (Guerra Chavarino, 2011).

**Figura 1.2. Detalle de algunos viajes de agua de Madrid:** (a) Entrada viaje de agua de Amanuel, (b) Entrada arcos al viaje de agua de Alcobilla, (c) Llave de paso viaje de agua del Bajo Abroñigal, (d) Parte del viaje visitable. Fuente: Ayuntamiento de Madrid. <https://www.madrid.es/portales/munimadrid/es/Inicio/Medio-ambiente/Agua/Viajes-de-agua-en-Madrid/>



Según el marco normativo, los viajes de agua de Madrid son bienes patrimoniales con protección específica y con una regulación jurídica y urbanística, por lo que cualquier intervención en ellos requiere de autorización específica por parte de la Dirección General de Patrimonio Histórico de la CAM. Desde el 2016, el Ayuntamiento está realizando diversos proyectos de recuperación y rehabilitación de los viajes, haciéndolos algunos visitables como el de Amanuel con un tramo visitable en el Parque de Juan XXIII.

### 1.2.2. Las fuentes de Madrid

La mayoría de las fuentes en Madrid estaban ubicadas al final de un viaje de agua y eran utilizadas para el consumo directo por los vecinos y los aguadores. Los aguadores y la

gente de la villa recogían el agua de estas fuentes en cántaros y tinajas para llevarlas a los hogares. El reparto se realizaba mediante el real de agua o real fontanero.

Felipe II reguló la profesión de los casi 900 aguadores con la medida del volumen de 5 azumbres o 10 litros por cántaro y un sello especial para evitar falsificaciones.

En Madrid, solo algunos palacios, fincas de recreo de aristócratas, conventos y hospitales se beneficiaban de fuentes o caños privados y el resto de los madrileños se abastecían de las diversas fuentes públicas existentes en la ciudad.

Este tipo de fuentes era muy conocido como *los caños*, tales como el de Leganitos (ya citados por Cervantes) o las Fuentes de los Caños del Peral (viaje del Arrabal) que se observa en la figura 1.3.

Los caños no poseían grifo y si se tapaban inundaban los tramos de los viajes. Los contratos de las fuentes privadas eran renovados cada año y se pagaba por el volumen, no por el gasto de agua realizado.

Estas fuentes formaban parte de la Junta de Fuentes presidida por el Corregidor de la Villa y dependían directamente de la Corona. El Maestro Mayor de Fuentes era el que se encargaba de las obras de mantenimiento de los viajes.

Los materiales empleados en las galerías para la conducción del agua eran de ladrillos de barro cocido y vidriado. En el siglo XVII se sustituyeron grandes tramos por tuberías metálicas en algunos de plomo (plomerías) o de caña de hierro (cañerías) (Aznar de Polanco, 1992).

**Figura 1.3. Detalles de las fuentes históricas:** (a) Fuente Caño del Peral, (b) Manantial de la Fuente del Berro. Fuente: <https://www.turismomadrid.net/wp-content/uploads/2014/05/la-Plazuela-de-los-Ca%C3%B1os-del-Peral-300x224.jpg>



(a)



(b)

Las fuentes finales de los viajes hasta el siglo XIX (Figura 1.4), sirvieron de suministro, tanto para consumo humano, como para regadío y de decoración (fuentes ornamentales) hasta la creación del CYII.

**Figura 1.4. Fuentes históricas de Madrid:** (a) Fuente del viaje de agua de la Quinta de Torrearias, (b) Grifo de plomo de La fuente del León en la quinta de Torrearias (Fotos autora)



(a)



(b)

Actualmente, las fuentes públicas de beber (aproximadamente 2323), son elementos de mobiliario urbano que se ubican en los espacios públicos: parques, zonas verdes y en las aceras de la vía pública. Son elementos simples que necesitan de una infraestructura básica fundamental, como es la acometida de agua potable y un desagüe a la red de alcantarillado. Además, deben cumplir unas normas y criterios para su accesibilidad, tanto en el espacio donde se ubiquen como en la facilidad de uso. El control oficial de la calidad del agua en grifo de estas fuentes es realizado por el Ayuntamiento de Madrid.

### 1.2.3. Creación del Canal de Isabel II

El suministro de agua a Madrid ha sido siempre una preocupación para los legisladores, al ser una de las pocas capitales europeas que carece de un río verdaderamente funcional. El río Manzanares es de baja cota y caudal muy escaso en verano y no permite el abastecimiento completo ni la comunicación fluvial, por lo que se buscaron otros ríos.

Se planificó un incremento hidráulico con las aguas de los ríos cercanos a la ciudad, Jarama, Lozoya, Guadalix, Manzanares y Guadarrama, pero alguno de estos proyectos no logró ponerse en funcionamiento debido al excesivo coste de éstos.

Finalmente se optó por los ríos Guadalix, que pasa por la villa de Guadalix de la Sierra y que desemboca en el río Jarama y el río Lozoya que nace en el puerto de Peñalara. Como consecuencia se llevó a cabo una conducción de 77 km de longitud, formada por canales, túneles, acueductos y sifones desde las presas de Navarejos, el Pontón de la Oliva y El

Villar para traer diariamente 140.000 m<sup>3</sup> de agua/día del río Lozoya a Madrid, con una población de 220.000 habitantes.

El Pontón de la Oliva fue la primera presa (1851), sin embargo, pocos años después y por problemas de infiltraciones se quedó en desuso y tuvo que sustituirse por el embalse de El Villar, en La Berzosa (Espinosa Romero & González Reglero, 2011).

El proyecto del Canal desde su concepción, utilizando los antiguos viajes de agua para la canalización y distribución del agua a Madrid lo puso en marcha D. Juan Bravo Murillo, ministro de Obras Públicas en 1851. La Reina Isabel II de España lo inauguró en 1858 y lo denominó Canal de Isabel II. Con dicha inauguración la actividad de “aguador” se pierde, pues la distribución del agua a cada hogar se comienza a realizar a través de tuberías directamente desde la sierra madrileña (Arroyo Ilera, 2004).

En 1879 se construye el embalse de El Atazar y posteriormente otras represas como la de Puentes Viejas en 1925. El primer depósito enterrado para almacenar el agua del Canal de Lozoya fue el de Bravo Murillo con una capacidad de 60.000 m<sup>3</sup>. El primer depósito elevado de Plaza de Castilla en 1952 solucionó el problema de la presión para que el agua subiera a los pisos más elevados de los edificios (González Reglero, 2014).

Se continuaron realizando nuevos proyectos para la distribución, depósito y alcantarillado de Madrid desde el agua de los ríos Lozoya, Jarama y Sorbe, lo que requirió la construcción de los pantanos de El Vado y del Pozo de los Ramos gestionados por el CYII que se unen por el Canal del Sorbe al Canal del Jarama terminado en 1960 y la realización de grandes infraestructuras hidráulicas para la mejora del suministro.

La primera estación de tratamiento de agua potable (ETAP) de Torrelaguna se puso en funcionamiento en 1967 y la del Atazar en 1972.

El CYII pasó a ser una empresa dependiente del Ministerio de Obras Públicas en el año 1977. Finalmente, esta empresa responsable del suministro y la gestión del ciclo integral de las aguas se incorporó a la CAM en 1984. A partir de ese año sigue gestionando el agua de todos los madrileños, hasta la actualidad.





Embalse del Atazar principal fuente de abastecimiento del agua de consumo de la CAM.  
Fuente: *Canal de Isabel II*

## **CAPÍTULO II**

### **ABASTECIMIENTO DEL AGUA EN MADRID**

---



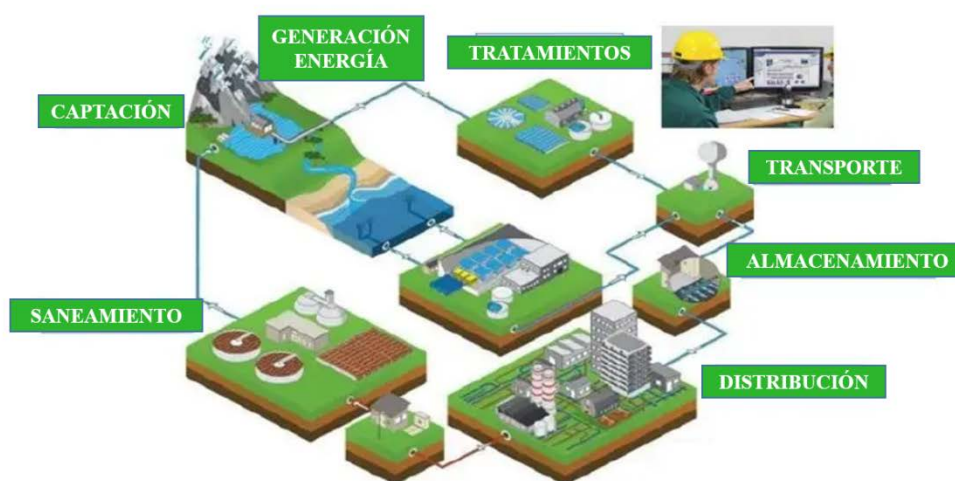
## 2.1. ETAPAS DEL ABASTECIMIENTO

Los sistemas de abastecimiento son el conjunto de instalaciones destinadas a dar servicio de agua a la población que comprenden la captación de las aguas, su embalse, el transporte de agua bruta por conducciones primarias hasta la ETAP, el almacenamiento del agua tratada en depósitos y su suministro mediante la red general a la acometida del CYII y desde allí, por la red de distribución domiciliaria hasta el grifo del consumidor (Hernández Muñoz, 2000).

La CAM cuenta con infraestructuras hidráulicas que permiten embalsar el agua superficial y captar los recursos subterráneos de los principales acuíferos de la región para abastecer a la casi totalidad de sus municipios.

Tras su almacenamiento, las aguas son sometidas a diferentes procesos unitarios de tratamiento para su potabilización en las diversas ETAP. Éstas transforman el agua natural procedente de los embalses y otras captaciones, en agua apta para el consumo humano y permiten la posterior distribución por un conjunto de instalaciones: grandes conducciones, depósitos reguladores, depósitos menores, estaciones elevadoras y reguladores de la presión y redes de distribución generales y domiciliarias antes de llegar al consumidor final.

**Figura 2.1. Esquema de la gestión integral del abastecimiento de agua potable en Madrid.** Fuente: adaptado de <https://www.wonderware.es/aguas/centro-de-control-unificado-para-el-ciclo-integral-del-agua/>



Actualmente existen 28 zonas de abastecimiento gestionadas por CYII, cada una de ellas puede comprender varios municipios, incluido Madrid capital, abasteciendo a la mayor parte de la población de la CAM (CAM 2021b).

El CYII presta servicio a más de 6,8 millones de habitantes en Madrid, operando con 34 depósitos reguladores de gran tamaño y casi 300 de menor capacidad, así como 13 presas, 14 ETAP y más de 17.700 km de redes de distribución. Se encarga también del saneamiento con la recogida y transporte de las aguas residuales hasta las 157 estaciones depuradoras de aguas residuales de la región, con más de 13.700 km de redes de alcantarillado y cerca de 700 km de colectores y además se ocupa de su reutilización (Alcolea Moratilla & García Alvarado, 2006; CYII, 2020).

### **2.1.1. Captación**

Madrid tiene dos zonas muy diferenciadas en cuanto a la cantidad y al tipo de recursos hídricos aprovechables, la sierra (rica en aguas superficiales) y el llano (rico en aguas subterráneas o acuíferos), capaces de proporcionar el volumen de agua de la mejor calidad necesaria para el abastecimiento de la población. La captación, ya sea de agua superficial o subterránea, necesita de unos sistemas de protección adecuados que impidan la contaminación del agua.

- **Aguas superficiales**

La CAM cuenta con 14 embalses y 23 humedales protegidos, incluidos en el catálogo de embalses y zonas húmedas, para el abastecimiento. La captación a través de aguas superficiales se lleva a cabo aprovechando las aportaciones de los ríos de la sierra de Guadarrama: Lozoya, Jarama-Sorbe, Guadalix, Manzanares, Guadarrama-Aulencia y Alberche, realizada a partir de sus embalses entre los que destacan algunos como El Villar, El Atazar, Navacerrada, Valmayor, Santillana, Pedrezuela, etc. Como complemento a los embalses, hay 6 azudes o pequeñas presas que sirven para trasvasar las aguas a otros ríos, canales o alimentar pozos.

Para complementar el sistema, se dispone también de 3 captaciones de aguas superficiales más, dos de ellas para impulsar el agua del Alberche (Picadas-Majadahonda y San Juan-Valmayor) y una tercera que toma directamente el agua del río Tajo y la conduce a la ETAP del Tajo (López Camacho et al., 2007).

El volumen total de agua embalsada por CYII ha sido de 621 hm<sup>3</sup> de agua en noviembre de 2022, correspondiendo al 58% de la capacidad máxima de almacenamiento (943,6

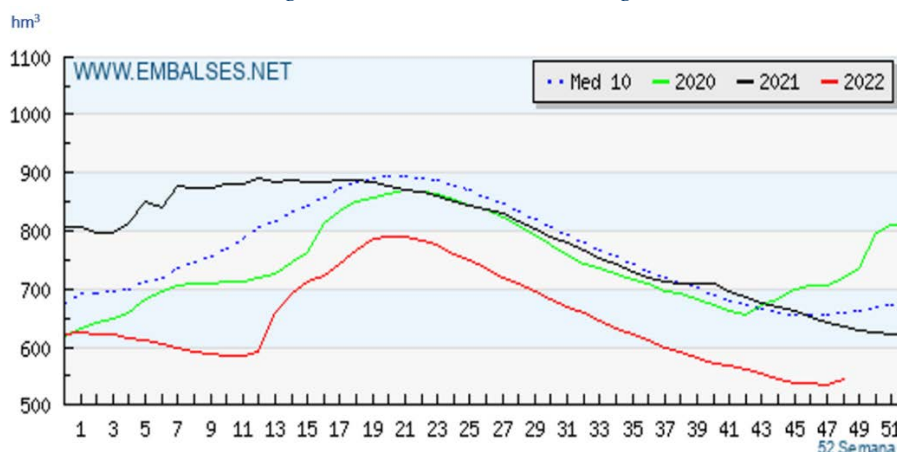
hm<sup>3</sup>). Aproximadamente, el 41,6% del agua para consumo procedió de los embalses de la cuenca del río Lozoya y un 22,9% de los de la cuenca del Guadarrama-Aulencia. Destaca asimismo el 24,4% que procede del Pozo de los Ramos en el río Sorbe (CYII, 2022).

En los embalses o lagos la captación del agua se realizará alejada de las orillas, a una profundidad >20 cm de la superficie y en zona aireada con lo que se favorece la autodepuración. Los puntos de toma se fijan a distintas profundidades, teniendo en cuenta los niveles de agua a lo largo del año, y deben estar protegidos de la contaminación, por medio de rejillas y por la prohibición de actividades como el baño, la navegación, la pesca y por supuesto el vertido de aguas residuales.

El agua del río Lozoya está considerada como una de las de mejor calidad en España y su abundante caudal le permite albergar 5 embalses: Pinilla, Riosequillo, Puentes Viejas, El Villar y El Atazar, con un total de 588,8 hm<sup>3</sup> de capacidad máxima, que lo convierte en la reserva de agua más importante de la región, acogiendo el 73% de sus recursos hídricos (CYII, 2022).

El Jarama es uno de los afluentes más importantes del río Tajo. Es el río más extenso de todos los que recorren de norte a sur la CAM y en su curso alto se encuentra el embalse de El Vado, con una capacidad de 55,7 hm<sup>3</sup>. En el río Guadalix, afluente del Jarama, se sitúa el embalse de Pedrezuela, con una capacidad de 40,9 hm<sup>3</sup>. El Manzanares atraviesa la capital y en su curso se encuentran también los embalses de Manzanares el Real y Navacerrada, sumando ambos una capacidad máxima de 102,2 hm<sup>3</sup>. Los embalses de la cuenca del río Guadarrama (Valmayor, Navalmedio y La Jarosa) suman una capacidad total de 132,3 hm<sup>3</sup>.

**Figura 2.2. Evolución del agua embalsada en la CAM. Periodo 2020-2022.** Fuente: <https://www.canaldeisabelsegunda.es/-/situacion-hidrologica-embalses-noviembre-2022>



En un afluente del Tajo, el río de la Aceña, se encuentra ubicado el embalse del mismo nombre y que se integra en el sistema de abastecimiento de agua a Madrid, su volumen máximo es de 23,7 hm<sup>3</sup>. En los momentos de sequía, el CYII obtiene aguas del río Alberche desde los embalses de San Juan y Picadas.

Según CYII las reservas de los embalses en el año 2022 fueron del 51,3% de su capacidad total. La evolución del agua embalsada a lo largo de los años ha ido disminuyendo (Figura 2.2), lo que influye directamente en su calidad y en los tratamientos necesarios para su potabilización.

- **Aguas subterráneas.**

La CAM cuenta con aproximadamente 81 grandes pozos operativos que captan el agua de los tramos norte y central del acuífero detrítico terciario. Esto permite disponer de un mayor volumen de agua con el que hacer frente a las necesidades en los periodos de sequía, cuando disminuyen los volúmenes almacenados en los embalses superficiales, pudiendo aportar un total de 90 hm<sup>3</sup>/año de explotación.

En la figura 2.3 se relacionan las masas de agua subterránea declaradas en el ámbito territorial de la CAM: cretácico carbonatado, detrítico terciario y acuífero aluvial cuaternario del Tajo, de los cuales los dos primeros son los más importantes para el abastecimiento. La protección de estas aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro se establece en la Directiva 2006/118.

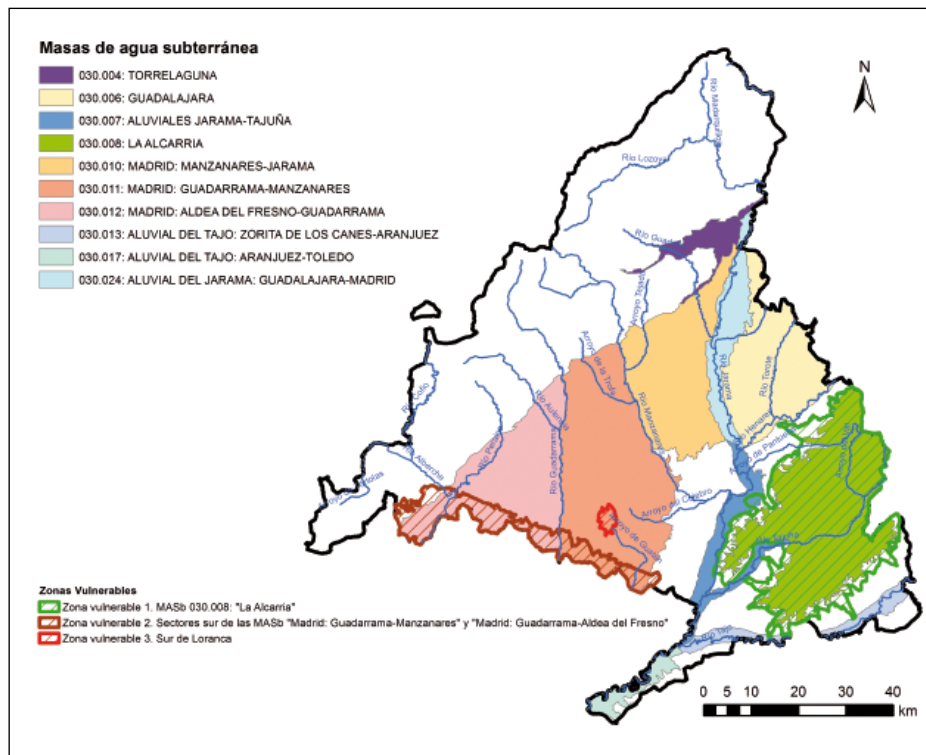
El cretácico carbonatado se encuentra en Torrelaguna, con una extensión del afloramiento de 56 km<sup>2</sup> y 12 hm<sup>3</sup>/año de capacidad de recarga. Este acuífero está constituido por un paquete de arcillas y rocas carbonatadas de la era terciaria, que le dan el nombre. Sus aguas tienen elevada mineralización y alta conductividad (800 µS/cm<sup>2</sup>), son ricas en bicarbonatos y sulfatos cálcicos, y por ello son sometidas a un tratamiento previo a su incorporación al abastecimiento, en la ETAP de El Bodonal.

El acuífero terciario detrítico sobre el que se asienta Madrid, está distribuido en tres zonas: Manzanares-Jarama, Guadarrama-Manzanares y Aldea del Fresno-Guadarrama con un total de 2.600 km<sup>2</sup> de extensión del afloramiento y 120–150 hm<sup>3</sup>/año de capacidad de recarga. Constituido por una alternancia de arenas, limos y arenas arcillosas de reducida porosidad, el acuífero se recarga a partir del agua de lluvia por los interfluvios procedentes de los ríos Jarama, Manzanares y Guadarrama. En este acuífero se diferencian tres tipos básicos de aguas de distinta calidad dependiendo de los suelos por los que se filtra.

Al norte y noreste, aguas de baja mineralización por la filtración a través de los granitos detríticos y gneis cercanos al Guadarrama, áreas graníticas de la sierra madrileña. En el centro de la comunidad, aguas con mayor contenido en sales por filtrarse a través de arenas arcillosas, y en el sur y sureste, aguas carbonatadas y sulfatadas por la riqueza en yesos (Yélamos et al., 2007; Yelamos et al., 2019).

**Figura 2.3. Masas de agua subterránea de la CAM**

Fuente: <http://www.madrid.org/bvirtual/BVCM003525.pdf>



En 2021, según el informe técnico sobre la calidad del agua de consumo, la demanda de agua potable en la CAM ha sido de 682,21 hm<sup>3</sup>/año, de ellos 376 hm<sup>3</sup> se destinan a Madrid capital. El consumo anual de agua potable en la ciudad de Madrid, en ese mismo año, ha sido de 205,23 hm<sup>3</sup> dedicándose 73,7% del total a usos domésticos, 18,2% a usos comerciales y asimilados, 2,7% a usos industriales y 5,4% a otros usos (CAM, 2021a).

### 2.1.2. Tratamiento de potabilización

El proceso químico y/o físico por el cual se potabiliza el agua proveniente de la captación para posteriormente distribuirla a la población, tiene lugar en las ETAP. El tratamiento tiene como objetivo fundamental la mejora de la calidad física, química y bacteriológica del agua adecuando sus características a las normativas de calidad establecidas, con la finalidad de garantizar su consumo sin ningún tipo de riesgo para la salud y entregarla al

consumidor, apta, inocua y aprovechable (Doménech, 2003). Incluso las aguas de muy buena calidad van a necesitar un tratamiento de desinfección para su potabilización.

A finales de 2021 la Comunidad de Madrid contaba con 14 ETAP con una capacidad de tratamiento de 4,54 millones de m<sup>3</sup>/día (Tabla 2.1.) que garantizan la calidad del abastecimiento de agua a la región y son, en su conjunto capaces de tratar 52,3 m<sup>3</sup>/s, siendo la de mayor capacidad la ETAP de Colmenar ubicada en el municipio de Colmenar Viejo, con una capacidad de tratamiento de 16 m<sup>3</sup>/s (CYII, 2021). Las mejoras y remodelaciones de estas ETAPs aumentando los sistemas de filtración par eliminar las sustancias nocivas para la salud (contaminantes biológicos, químicos o radiactivos) han permitido tratar el agua procedente de cualquier fuente de suministro y recuperar para el abastecimiento caudales que antes se vertían. Para ello se ha llevado a cabo un plan específico de tratamiento de fangos en todas las instalaciones potabilizadoras.

**Tabla 2.1. Estaciones de Tratamiento (ETAP) Madrid.** Fuente: Canal de Isabel II

ETAP	Entrada en servicio y remodelación	CMT* (m <sup>3</sup> /día)	ETAP	Entrada en servicio y remodelación	CMT* (m <sup>3</sup> /día)
<b>Torrelaguna</b>	1967/2011	518.000	<b>Valmayor</b>	1976/2012	1.036.000
<b>Majadahonda</b>	1967/2009	328.000	<b>Rozas Puerto Real</b>	1988/1999	15.000
<b>El Bodonal</b>	1969/2007	346.000	<b>Pinilla</b>	1992/2007	36.000
<b>Navacerrada</b>	1969/2017	86.000	<b>La Aceña</b>	2000	43.000
<b>La Jarosa</b>	1969/2016	130.000	<b>Griñón</b>	2008	81.000
<b>Santillana</b>	1972/2008	346.000	<b>Colmenar de Oreja</b>	2010	73.000
<b>Colmenar</b>	1976/2009	1.382.000	<b>Pelayos de la Presa</b>	2016	28.685

\*CMT: Capacidad máxima de tratamiento

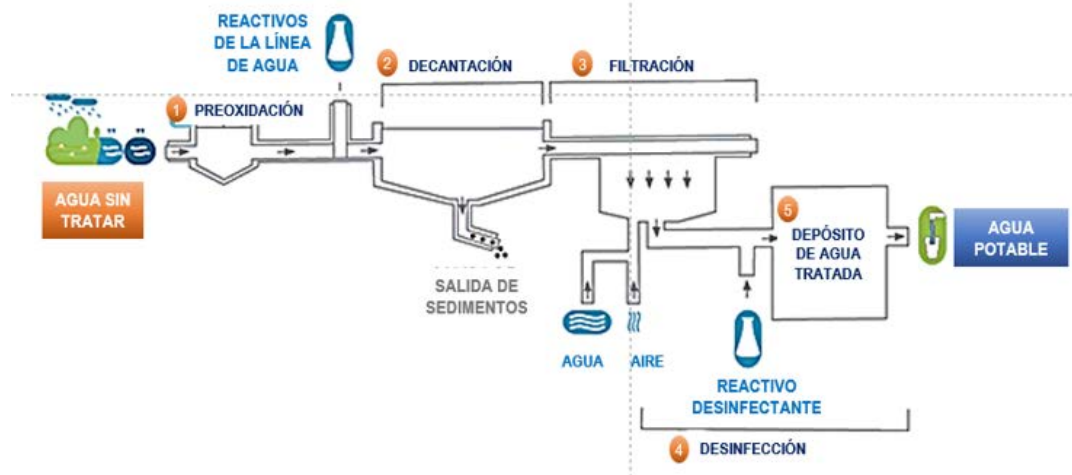
El tratamiento de las aguas en las ETAP se realiza mediante una serie de procesos unitarios de tratamiento encadenados: peroxidación, coagulación y floculación, decantación, filtración, neutralización y desinfección final que dependen de las características del agua en origen. Las aguas de muy alta calidad, como las subterráneas de acuíferos confinados requieren únicamente una desinfección previa a su consumo.

Sin embargo, la mayoría de las aguas superficiales precisan múltiples etapas de tratamiento, incluidas la coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección. Así, dependiendo del grado creciente de contaminación los tratamientos serán más intensos, clasificándose según la legislación en tres tipos A1, A2 y A3.

En el caso del agua para el abastecimiento de la CAM, de buena calidad, generalmente requiere tratamientos menos drásticos de tipo A1: tratamiento físico simple y desinfección y A2: físico normal, químico y desinfección. El tipo A3 es mas intensivo.

Los diferentes tratamientos abarcan procedimientos unitarios mecánicos, físicos, químicos y por último desinfección siguiendo las etapas que se reflejan en la figura 2.4.

**Figura 2.4. Esquema lineal del tratamiento del agua potable en ETAP.** Fuente: [https://www.ceupe.com/images/easyblog\\_images/130/b2ap3\\_medium\\_\\_20170818-105038\\_1.jpg](https://www.ceupe.com/images/easyblog_images/130/b2ap3_medium__20170818-105038_1.jpg)



### 2.1.2.1. Pretratamiento

Inicialmente el agua se somete a un tratamiento previo que engloba el desbaste mediante rejillas que retienen la materia en suspensión de mayor tamaño entre sus barrotes; la tamización o microtamización, que sirve para retener los materiales más pequeños; el desarenado que es indispensable cuando el agua debe transportarse por una tubería o canal de gran longitud y en ocasiones el desaceitado de superficie, en la toma de agua o en el bombeo para su extracción.

### 2.1.2.2. Aireación

Es el proceso que consiste en hacer pasar el agua a través de chorros, como duchas, permitiendo la eliminación de gases y sustancias volátiles y la oxidación del hierro y el manganeso, mejorando el olor y sabor del agua (aunque pueden permanecer algunos olores y sabores provocados por sustancias que no tienen la suficiente volatilidad).

Los sabores y olores desagradables de las aguas naturales se deben a la presencia de productos malolientes procedentes de la descomposición de vegetales o de materias orgánicas del suelo, el desove de ciertos peces, los vertidos industriales y los metabolitos

segregados por algas microscópicas cianofíceas y bacterias de la familia Actinomicetales que son los causantes de la aparición de sabores a fango, a tierra y a moho. El aporte en exceso de nutrientes inorgánicos de actividades humanas como nitrógeno (nitratos y amonio) y fósforo (fosfatos), provocan la proliferación descontrolada de algas y de fitoplancton produciendo la eutrofización con efectos adversos como el mal olor de estas aguas que puede ocasionar pérdidas económicas (turismo y salud) y aumento de los tratamientos en las masas de agua afectadas.

Algunos sabores son debidos a también a la combinación del cloro con ciertas materias nitrogenadas y a la formación de tricloruro de nitrógeno de olor a geranio. Los gases, especialmente, el sulfuro de hidrógeno da un sabor a huevos podridos muy desagradable.

El desprendimiento de oxígeno cuando el agua se encuentra sobresaturada puede crear problemas en el funcionamiento de los decantadores por la tendencia de los flóculos a elevarse a la superficie del agua y atascar los filtros (Sousi et al., 2020).

### **2.1.2.3. Preoxidación-precloración**

Se consigue mediante la introducción en el agua de un agente químico oxidante, como cloro, dióxido de cloro, ozono, permanganato potásico o peróxido de hidrógeno, capaces de eliminar cualquier materia natural que pueda oxidarse, tanto materia orgánica natural (MON), como inorgánica (hierro, manganeso, nitritos) y actuar sobre los microorganismos (bacterias, algas, plancton) que pueden desarrollarse y producir efectos indeseables. Los agentes más frecuentemente utilizados por su efectividad son:

- Ozono: Empleado por el CYII en la fase de pre-oxidación en alguna de sus estaciones de tratamiento. El ozono como desinfectante primario y las cloraminas como secundario producen niveles muy bajos de subproductos de la desinfección y reducen los niveles de los compuestos orgánicos biodegradables. La ozonización a pH 8,0 se presenta como la alternativa más económica (Srivastav et al., 2020).
- Permanganato potásico: es un buen desinfectante que elimina olores y sabores. No produce trihalometanos, e incluso reduce los precursores de éstos.

Se usa en la eliminación del hierro y manganeso fundamentalmente, pero también puede eliminar sulfhídrico, fenoles y otros compuestos orgánicos, por lo que se utiliza algunas veces como pretratamiento de aguas superficiales.

Debido a sus propiedades biocidas, algistáticas y algicidas se emplea en la prevención del desarrollo de algas en las ETAP y en los lagos y embalses. Se utiliza principalmente en la desinfección efectuada para las limpiezas de depósitos y de grandes tuberías y conducciones (Jian et al., 2018).

#### **2.1.2.4. Coagulación y floculación**

Mediante este proceso, se facilita la agrupación de las partículas responsables del color y la turbidez del agua. Para ello se usan coagulantes como sales de aluminio y de hierro y floculantes (polielectrolitos) capaces de formar flóculos de gran tamaño que posibilitan de esta forma su decantación. Se aplica en caso de un contenido de turbidez por materias en suspensión que exceda de 20 a 40 kg/m<sup>3</sup> durante todo o parte del año, o con color superior a 30 mg/l de Pt-Co, contenido elevado en MON, contenido de metales pesados o si hay abundante plancton. Este tratamiento con la adición de carbón activado en polvo, es imprescindible para formar flóculos más fuertes y compactos con el fin de eliminar los ácidos húmicos (Huang et al., 2020a).

#### **2.1.2.5. Decantación**

Se realiza en tanques de retención o decantadores. Al disminuir la velocidad de circulación del agua y por la acción de la gravedad, se depositan en el fondo las partículas y agrupaciones formadas en el proceso anterior, formando un fango que se extrae posteriormente.

#### **2.1.2.6. Filtración**

Retención de las partículas que no pudieron ser extraídas en el proceso anterior haciendo pasar el agua por unos filtros abiertos de materiales porosos, normalmente arena y alternativamente carbón activo granulado y combinaciones de distintos materiales. Los filtros cerrados se emplean en instalaciones pequeñas (Medeiros et al., 2020).

#### **2.1.2.7. Neutralización**

Ajuste de la acidez del agua mediante reactivos químicos para evitar que se corroan las tuberías. Con estos procesos se consigue un agua libre de sustancias en suspensión, transparente pero no desprovista en la mayor parte de las veces de microorganismos, por lo que se debe desinfectar.

#### **2.1.2.8. Desinfección**

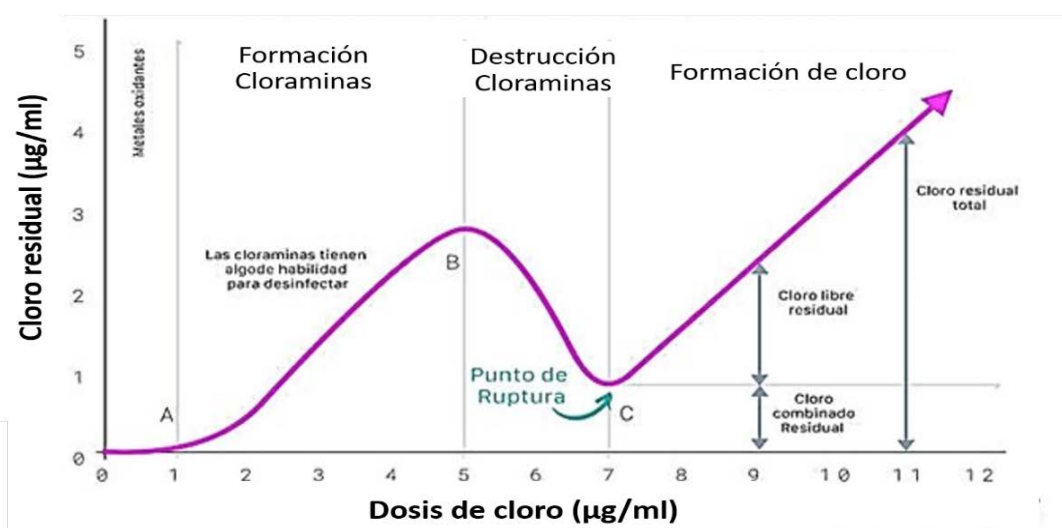
El objetivo de la desinfección es obtener agua exenta de microorganismos patógenos y algas, así como destruir la materia orgánica, oxidar el hierro y el manganeso y eliminar

compuestos generadores de olores y sabores desagradables. Este proceso debe realizarse de manera continua desde la captación, a lo largo de las conducciones, la red de distribución y hasta los puntos finales de consumo (Ding et al., 2019). El agua resultante será conforme a las normas y a los ensayos oficiales según la legislación vigente.

Entre los desinfectantes más utilizados está el cloro y sus derivados, dióxido de cloro e hipocloritos. Para conseguir una cloración eficaz se lleva a cabo la cloración al punto de ruptura controlando la evolución del cloro residual total (Figura 2.5).

En la curva se observan cuatro fases: en la primera, todo el cloro añadido es consumido por la materia orgánica presente en el agua. En la segunda, al aumentar la dosis de cloro progresivamente, puede reaccionar con el nitrógeno amoniacal y combinarse con la materia orgánica formando cloraminas y otros compuestos orgánicos detectables como cloro combinado residual. En la siguiente fase, al añadir más cloro se oxidan las cloraminas y se destruyen junto con los compuestos orgánicos. A este punto crítico se le denomina *punto de ruptura (break point)*, donde se estabilizan las cloraminas y el cloro que se añade pasará a estar en forma de cloro libre residual. En la última etapa, a partir del punto crítico al incrementar la dosis de cloro se elevan los valores de cloro residual libre, hasta mantener una concentración estable.

**Figura 2.5. Curva del punto de ruptura (break-point).** Fuente: adaptado de <https://blog.orendatech.com/hs-fs/hubfs/Punto-de-ruptura.jpg?width=1404&name=Punto-de-ruptura.jpg>



El tiempo de contacto entre el desinfectante y el agua debe ajustarse según el contenido en nitrógeno amoniacal, la naturaleza del desinfectante utilizado y la aplicación eventual de una precloración.

La oxidación previa de la MON con alto contenido en algas tiene gran importancia en la formación de subproductos de desinfección (SPD) a partir de la cloraminación posterior (Ding et al., 2019). El cloro residual libre tendrá un nivel de al menos 0,2–1 mg/l en todos los puntos de la red de forma constante y suficiente para asegurar la potabilidad, con la menor producción de SPD.

La desinfección de las conducciones, cuando el agua debe recorrer una gran longitud hasta la ETAP, puede necesitar un pretratamiento por cloro o sus compuestos (*precloración*). Este es el caso de Madrid, cuya red de distribución general en total mide más de 4.800 km de longitud.

La *postcloración* se produce cuando se añade el cloro después de la filtración. Esta cloración es necesaria, en tuberías de pequeña longitud para reducir la presencia de bacterias ferruginosas o sulfato reductoras que pueden atacar al hierro de las tuberías metálicas, produciendo una elevación del contenido en hierro del agua y una posible formación de clorofenoles. En el caso de presencia de mejillones de agua dulce, especie invasora que llega a producir obstrucciones en las conducciones, también es indispensable y eficaz la cloración para su eliminación. Lo común en plantas municipales es que se realicen ambos procesos (*precloración* y *postcloración*). Adicionalmente se pueden llevar a cabo otros tratamientos (ej. ósmosis inversa, microfiltración o resinas de intercambio iónico) encaminados a la disminución de riesgos químicos (López Camacho et al., 2007).

La cloraminación es la forma de cloración más empleada por CYII en la CAM. Tras la adición de cloro y amoníaco se forman las monocloraminas ( $\text{NH}_2\text{Cl}$ ), dicloraminas ( $\text{NHCl}_2$ ) o tricloraminas ( $\text{NCl}_3$ ) y se consigue la eliminación de los microorganismos que hayan podido sobrevivir a los procesos anteriores y garantizar la calidad del agua durante todo el recorrido por la red de distribución (Hernández Muñoz, 2000).

Para la desinfección se fomenta la producción de monocloraminas, ya que tienen la ventaja de ser más estables y permanecer durante más tiempo en el agua. Para ello el pH debe ser mayor de 7, siendo el ideal 8,4. Las dicloraminas y tricloraminas formadas en medios ácidos ( $\text{pH} < 5$ ) inducen olores y sabores desagradables al agua y producen mayor concentración de SPD indeseables (Amado-González et al., 2019).

En el caso del tratamiento con cloraminas, su concentración medida como cloro combinado residual debe encontrarse en un rango de 0,5–2 mg/l. Si sus valores se encuentran fuera de esos rangos, significa que ha habido una deficiente desinfección, bien por exceso de amonio en el agua o bien porque se añade insuficiente cloro en función de

la calidad del agua a tratar. Se recomienda revisar que los niveles sean los adecuados y aplicar medidas correctoras cuando las concentraciones sean  $>2$  mg/l.

Las monocloraminas son compuestos de menor poder desinfectante que los hipocloritos y el cloro gas, pero tienen mayor estabilidad en el agua, que el cloro libre residual y no producen subproductos como los trihalometanos (THMs). Su concentración en agua se deduce del valor del cloro combinado.

La inactivación y supresión de microorganismos como *Legionella* requiere concentraciones de cloro superiores a 3 mg/l y en caso de brotes en instalaciones interiores de agua caliente sanitaria (ACS) y agua fría de consumo humano (AFCH), tal como especifica la legislación es necesario llevar a cabo un exceso de cloración (hipercloración) generalmente con hipoclorito sódico y posteriormente habría que proceder a una decloración para eliminar el exceso de cloro residual hasta conseguir los valores aconsejados.

El exceso de cloro puede provocar formación de subproductos tóxicos como los THMs, que pueden producir además olores y sabores extraños (cloroformo ó triclorometano) (Du et al., 2021). También es causante del incremento de problemas de corrosión de conducciones y depósitos y de la modificación de las características de potabilidad (variación de pH, conductividad, turbidez, olor y sabor).

No es recomendable reclarar con hipoclorito aguas tratadas previamente con cloraminas, ni mezclar aguas que hayan sido tratadas de diferente forma, ya que esto puede implicar la anulación de la acción desinfectante. La reclaración del agua previamente tratada, sólo es aconsejable cuando el cloro combinado residual tenga valor nulo en el punto más alejado de la red.

### **2.1.3. Almacenamiento y depósito del agua potable**

Como consecuencia de la elevada demanda de agua es necesario disponer de depósitos, tanques, o cisternas, donde acumular o unificar el agua tratada y que se conserve de forma protegida para evitar su pérdida de calidad.

Los depósitos son aquellas infraestructuras que permiten almacenar y garantizar el suministro y el mantenimiento de la calidad del agua potable en periodos de escasez, o mayor demanda y el lugar donde se regula el caudal y la presión.

El sistema de abastecimiento a la CAM cuenta con 34 grandes depósitos reguladores, entre los que destaca el del Goloso y 288 menores distribuidos por toda la región, como

el de Chamberí (Figura 2.6a), o el de la calle Santa Engracia y 160 estaciones de bombeo que otorgan la presión requerida al agua potable.

Los depósitos pueden ser elevados, superficiales, semienterrados o enterrados. El tipo de depósito más frecuente es el de superficie (39,8%), seguido del semienterrado (33,5%) que es el que más agua almacena (Figura 2.6b).

La mayoría del agua potable de la CAM, el 60%, se almacena en los depósitos de distribución, seguidos de los de cabecera (18%), regulación (12%) y agua bruta (10%). En cuanto al material de construcción más utilizado es el hormigón armado en un 54,5% y en menor proporción el resto de los materiales (polietileno, PVC, fibra de vidrio, fundición dúctil y gris).

El 95% de los depósitos solo suministran agua a una sola zona, frente al 5% restante que abastece a dos o más zonas, cuestión importante en relación con la calidad del agua suministrada a cada distrito de Madrid. Por características constructivas, la mayoría de los depósitos solo tienen un vaso, lo que podría dificultar el suministro cuando se realiza la limpieza periódica del mismo. En la mitad de los depósitos se lleva a cabo un tratamiento *in situ* de desinfección.

**Figura 2.6. Depósitos de almacenamiento de agua:** (a) Fachada antiguo depósito elevado de Chamberí (b) Antiguo depósito subterráneo restaurado. Fuente: <https://www.canaldeisabelsegunda.es/>



(a)



(b)

Uno de los elementos más importantes de las instalaciones son los *depósitos interiores de almacenamiento* que deben estar situados por encima del nivel de alcantarillado, estando siempre tapados y dotados de un desagüe que permita su vaciado total, limpieza y desinfección. Deberán estar protegidos y señalizados de forma visible para su identificación como punto de almacenamiento de agua para el abastecimiento.

Nunca deberán situarse encima del edificio, ni estarán a la intemperie o en azoteas (Real Decreto (RD) 140/2003). Deberán tener tuberías de rebosamiento, aireación por respiraderos y vaciado del agua. Contarán con grifos de toma de muestras a la entrada y salida del depósito para el control de la calidad del agua. La responsabilidad del mantenimiento, limpieza y desinfección es del propietario y titular de la instalación.

Los depósitos acumuladores de ACS (Figura 2.7) son puntos críticos de contaminación por *Legionella*, y se deben controlar y mantener a una temperatura adecuada  $> 60^{\circ}\text{C}$  para evitar el riesgo de legionelosis.

El ACS es un agua fría potable que ha sido previamente calentada para ser usada en los servicios sanitarios de higiene, aseos, duchas o limpieza y que puede suministrarse de forma individual o generalmente de forma colectiva y en este caso mediante depósitos acumuladores que abastecerán el agua caliente a temperatura controlada a varias viviendas o edificios públicos o privados (RD 314/2006). Actualmente se utilizan estos depósitos conectados a paneles solares.

**Figura 2.7. Acumuladores de ACS: Visita de inspección.** Fuente: foto de la autora



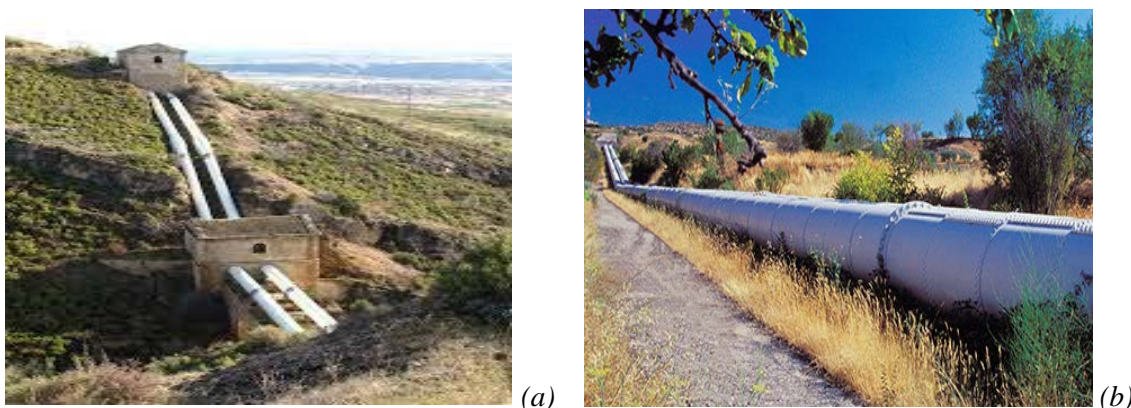
#### **2.1.4. Distribución de agua de consumo**

El conjunto de instalaciones que por medio de grandes conducciones transportan y distribuyen el agua desde el abastecimiento hasta su llegada a la acometida del consumidor constituyen la red de distribución general.

Las grandes conducciones principales (Figura 2.8) pueden tener más de 1m de diámetro y son las que transportan el agua hasta los depósitos reguladores que aseguran el abastecimiento de forma continua y con la presión requerida.

Esta red se completa con la de conducciones secundarias, que desde los depósitos permiten que el agua potable llegue hasta la acometida de las edificaciones y finalmente desde ese punto enlazan con la red de distribución domiciliaria hasta el grifo del consumidor.

**Figura 2.8. Conducciones de agua potable de CYII:** (a) desde la captación, (b) desde la ETAP al depósito. Fuente: <https://www.canaldeisabelsegunda.es/>



La CAM gestiona una red de distribución formada por tuberías, depósitos, elevadoras y otros elementos singulares que supera en la actualidad los 17.300 km, registrando volúmenes de agua superiores a 400.000 m<sup>3</sup>. Su cuidado exige una exhaustiva política de renovación y mejora, encaminada a incrementar su eficiencia, evitando las fugas y las interrupciones del suministro (CAM, 2021b).

Cualquier sistema de distribución de agua potable experimenta suministros de agua intermitentes, que pueden afectar a la movilización hidráulica de biopelículas de materiales orgánicos e inorgánicos que están adheridos a las paredes de las tuberías con la consiguiente degradación de la calidad del agua (Calero-Preciado et al., 2021).

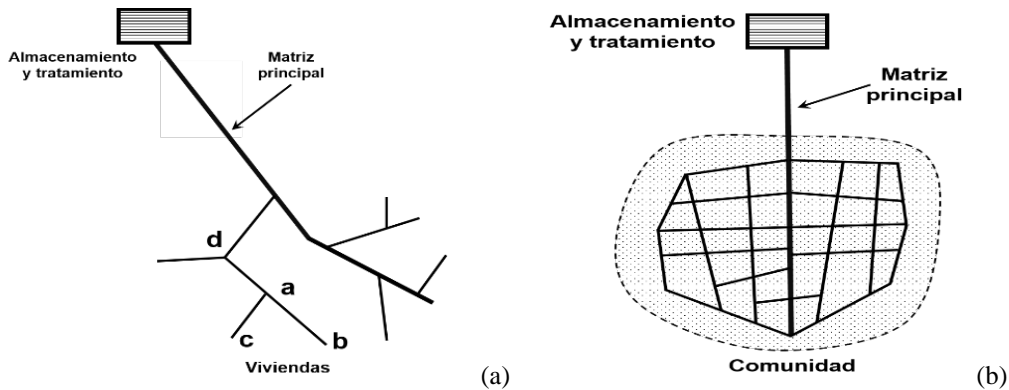
Debido a ello, la conservación de la calidad del agua dentro del sistema de distribución es esencial ya que, al incluir muchos kilómetros de tuberías, tanques de almacenamiento e interconexiones hace posible la contaminación microbiológica y química del agua debido a roturas y filtraciones de otras redes y del terreno. Por ello las redes de agua potable de consumo público siempre deben discurrir por encima de las redes de saneamiento pluvial o fecal.

Las redes de conducciones secundarias en función de su estructura se pueden agrupar en distintos tipos: mallada (cerrada), no mallada (abierta o ramificada) y mixta (Figura 2.9). Las redes de distribución serán en la medida de lo posible de diseño mallado.

En caso de avería en la red, el corte del suministro de agua en una red mallada se puede restablecer, al contrario de lo que ocurre en las redes no malladas, abiertas, que son más vulnerables a la contaminación por gérmenes o sustancias que puedan suponer un riesgo para los consumidores (RD 314/2006).

**Figura 2.9. Tipos de redes de distribución:** (a) ramificada no malladas, (b) malladas

Fuente: <https://sswm.info/sites/default/files/inline-images/USAID%202016.%20Sistema%20de%20distribuci%C3%B3n%20ramificada.jpg.png>



En cuanto a los materiales de las redes generales, son mayoritariamente de fundición dúctil seguido del fibrocemento. En las conducciones urbanas, el material más común es el plástico (PVC y polietileno), con o sin fibra de vidrio, seguido del fibrocemento.

En las acometidas se emplea en primer lugar el polietileno, seguido de la fundición dúctil. Es importante destacar que aun en la actualidad un pequeño porcentaje de redes utiliza el plomo como material de juntas (4,5%) y acometidas (1,5%) (CAM, 2021b).

En la práctica la calidad del agua, donde más se deteriora es en la instalación interior o domiciliaria. Este deterioro puede ser causado por conexiones cruzadas con otras redes de agua no potables (red de riego, antiincendios, climatización, etc.), retro sifonaje, picaduras (piting) y rotura de las tuberías, mal estado de las conexiones domiciliarias con distintos materiales y juntas, depósitos interiores inadecuados o mal mantenidos y durante el tendido de nuevas tuberías o en las reparaciones de fugas de agua.

Para evitarlo se dispondrá de válvulas antirretorno o mecanismos adecuados que permitan su cierre o su purga por sectores, con objeto de poder aislar áreas ante situaciones anómalas y proteger a la población de posibles riesgos para la salud (RD 314/2006).

## 2.2. CONTROL DE LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO

El agua para consumo humano debe ser incolora, inodora, límpida, transparente y libre de contaminantes. Los gestores del abastecimiento deben adoptar las actuaciones oportunas para suministrar agua de consumo de la mejor calidad posible a la población.

El agua potable de cualquier suministro nunca es totalmente pura puede llevar disueltos tóxicos o microorganismos patógenos sin alterar apenas sus caracteres organolépticos, que solo son detectados mediante controles analíticos.

La protección de las fuentes de abastecimiento, la eficacia del tratamiento de potabilización y la protección del agua en la red de distribución hasta llegar al grifo del consumidor son indispensables en el control de la calidad, para detectar y corregir la contaminación del agua desde su origen y evitar riesgos para la salud. Con este fin, la autoridad sanitaria podrá incluir para cada abastecimiento distintos parámetros en el análisis de control de la calidad del agua potable.

Los municipios, como el de Madrid, son los responsables de asegurar que el agua suministrada a través de cualquier red de distribución, cisterna o depósito móvil en su ámbito territorial sea apta para el consumo en el punto de entrega al consumidor, es decir, que cumpla con los valores paramétricos (VP) que aseguren su calidad (Gómez-Gutiérrez et al., 2016).

Según RD 140/2003 y el Art 13 de la Directiva 2020/2184, se establece que en cada abastecimiento se controlarán los parámetros fijados en sus respectivos Anexos I y si la autoridad sanitaria lo requiere, de aquellos contaminantes que puedan suponer un riesgo para la salud de los consumidores. Es el caso de la propuesta de reducir el valor actual del plomo hasta 5 µg/l. Con respecto a los THMs se deben controlar de rutina. La nueva Directiva incluye el control de *Legionella* en edificios como un paso para la mejora de la salud, garantizando la salubridad y la limpieza del agua de consumo.

El RD 140/2003 especifica que el control de la calidad engloba el autocontrol del agua de consumo humano, la vigilancia sanitaria y el control del agua en grifo del consumidor. La responsabilidad del control de la calidad del agua en cada una de estas etapas corresponde a distintos gestores y la obligación de cada gestor finaliza con la entrega del agua al siguiente. En el caso de Madrid:

a) *Autocontrol del agua de consumo humano* es responsabilidad del gestor del abastecimiento que es CYII, que debe adaptar el muestreo de los contaminantes que se

asocian a los principales riesgos derivados del suministro y de los sistemas de distribución, fijando para hacerlo los laboratorios y puntos de muestreo oportunos representativos del abastecimiento.

b) *Vigilancia sanitaria* llevada a cabo por el Instituto de Salud Pública de la CAM, que es la autoridad sanitaria que actúa velando para que en el plan de vigilancia se realicen las inspecciones sanitarias periódicas, la supervisión y los controles analíticos de las zonas de abastecimiento (ZA) de Madrid (CAM, 2021b).

El agua de Madrid proviene de 8 ZA que suministran a los 21 distritos y están compuestas por las infraestructuras que van desde una o varias captaciones hasta el grifo del consumidor (Avelló de Miguel, 2006). Como cada ZA de Madrid suele englobar a uno o varios distritos, si se produce una alteración de la calidad del agua en una ZA la incidencia y análisis del contaminante, se deberá de investigar en todos ellos.

Conforme a lo dispuesto en el RD 817/2015 en el caso de Madrid, es la Confederación Hidrográfica del Tajo en cooperación con CYII, la que facilitará periódicamente a la autoridad sanitaria y al gestor los resultados analíticos del agua destinada a la producción de agua de consumo humano, que incluyen entre las sustancias prioritarias los compuestos orgánicos halogenados o los metales como el plomo investigados en el presente estudio.

c) *Control de calidad del agua en grifo del consumidor* es competencia municipal y se realiza por la administración sanitaria local (Madrid Salud-Ayuntamiento). En la ciudad de Madrid este servicio público se lleva a cabo mediante la inspección, toma de muestras, realización de exámenes organolépticos, análisis fisicoquímicos y microbiológicos, emisión de informes con evaluación de los resultados obtenidos e instando, en caso de que la calidad del agua no cumpla con los requisitos establecidos, a que se adopten las medidas necesarias por todos los gestores para garantizar la seguridad. Los análisis de autocontrol y control en grifo se realizan en el Laboratorio de Salud Pública, en donde se estudian anualmente unas 1400 muestras de agua (6+2 por cada 5000 habitantes y fracción) tomadas en puntos críticos de depósitos y red del CYII, en las estaciones oficiales de muestreo (EOM) y en fuentes de beber, edificios e instalaciones municipales, colegios, guarderías, polideportivos y otros centros públicos, así como en viviendas particulares con una media de 10-20 parámetros por análisis para control en grifo y 53 parámetros, si el análisis es completo. Se destaca la importancia de campañas

específicas para la determinación del plomo en el análisis de control ante la sospecha que la red o la instalación interior tenga este tipo de material instalado.

Estos datos recogidos en los boletines analíticos de la calidad del agua de consumo humano son introducidos en el Sistema de Información Nacional de Aguas de Consumo (SINAC) del Ministerio de Sanidad, por los distintos gestores de las infraestructuras del abastecimiento. Siguiendo la obligación legal establecida mediante el RD 140/3003 y con el fin de detectar posibles incumplimientos y riesgos para la salud debidos a la ingesta de agua de consumo humano, los datos grabados en SINAC facilitan la información básica al ciudadano sobre las zonas de abastecimiento y la calidad de las mismas.

### **2.3. ACTUACIÓN INSPECTORA PARA GARANTIZAR LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO**

Uno de los objetivos estratégicos de la Agenda 2030 es garantizar la seguridad del agua de grifo en toda la Unión Europea (UE). Acorde con este objetivo, y siguiendo la legislación vigente, el Organismo Madrid Salud realiza el control oficial municipal de la calidad del agua en Madrid y la vigilancia del agua de consumo reflejada en la *Carta de servicios de la calidad del agua de consumo en grifo*, aprobada en 2018 por la Junta de Gobierno de la Ciudad de Madrid.

**Figura 2.10. Estación oficial de muestreo (EOM) para la inspección del agua potable**

Fuente: Madrid Salud



El control se establece mediante inspecciones y muestreos analíticos inter comparativos con distinta periodicidad, en puntos fijados y rotatorios tanto de depósitos de CYII y EOM, de muestras de agua tomadas por técnicos inspectores del Ayuntamiento y del Canal (Figura 2.10).

La Ley General de Sanidad 14/1986 regula la intervención de las autoridades sanitarias en los supuestos en que exista o se sospeche razonablemente la existencia de un riesgo inminente y extraordinario para la salud de la población. La actuación inspectora, según

el principio de precaución implica la intervención de los poderes públicos para proteger la salud, requiriendo una actuación cautelar en previsión de posibles riesgos. Cualquier medida cautelar es transitoria y expectante hasta su confirmación que determinará la calificación del agua en apta o no apta.

Los riesgos biológicos, a través del agua de consumo generan la aparición de brotes de enfermedad de origen hídrico/alimentario: *“incidente en el cual dos o más personas manifiestan la misma enfermedad transmitida por el agua, los alimentos o bebidas, presentan los mismos síntomas y, en su caso, excretan los mismos patógenos, observándose en consecuencia una asociación de tiempo, lugar o personal, entre los afectados”*. Esto se define en el RD 2210/1995, en que se crea la Red Nacional de Vigilancia Epidemiológica (RENAVE) para permitir la recogida y el análisis de la información epidemiológica. Su objetivo es poder detectar problemas que supongan un riesgo para la salud de incidencia e interés nacional o internacional y difundir la información a sus niveles operativos competentes.

Para el estudio de evaluación de riesgos del agua de Madrid, se deben recoger los datos y toda la información relevante en el informe de inspección anexo al acta de la toma de muestras de agua de consumo. El acta deberá incluir: descripción detallada del lugar de la toma con localización geográfica, con fotografías del sitio, antecedentes de incidencias en el lugar e información demográfica si hay población de riesgo (ej. centros de enseñanza, hoteles u hospitales, etc.). También debe de reflejar la fecha y hora de la recogida de las muestras y determinaciones realizadas in situ como toma de temperatura, pH, y desinfectante cloro o cloraminas del agua.

Las actuaciones e inspecciones realizadas deberán ir firmadas. Es conveniente la selección de los posibles contaminantes a analizar según los materiales encontrados en la inspección visual tanto de las acometidas, de las redes de distribución, las tuberías y depósitos de las instalaciones interiores, como de los posibles subproductos derivados de la desinfección del agua.



Fuente: <https://www.ambientalys.com/web/wp-content/uploads/2018/07/agua-de-consumo-humano.jpg>

## **CAPÍTULO 3**

### **CONTAMINANTES PROBLEMÁTICOS DEL AGUA DE GRIFO DE MADRID**

---



Algunos de los problemas más habituales que pueden afectar a la calidad de las aguas de abastecimiento de grandes ciudades y que se pueden encontrar en el grifo del consumidor radican en la presencia de elementos utilizados como material constitutivo de las conducciones que pueden pasar al agua por fenómenos de corrosión, como puede ser el caso del plomo.

También cabe destacar los THM, subproductos de la desinfección que recientemente han cobrado mucha importancia como contaminantes emergentes que se detectan en el agua como consecuencia de la inadecuada desinfección, durante el proceso de potabilización y que debido a su carácter carcinogénico tienen una amplia repercusión en la salud pública.

Por último, reseñar la presencia de microorganismos, como la *Legionella*, capaz de colonizar los sistemas de distribución, relacionada con el recuento de colonias aerobias a 22 °C y que se presenta en brotes de alta letalidad. *Legionella*, de origen hídrico, es productora de graves neumonías, y en esta época de pandemia de COVID 19 es necesario su muestreo para discernir el origen de las citadas neumonías.

Los efectos adversos de las sustancias tóxicas en la salud humana o la posibilidad de transmisión de enfermedades de origen hídrico por microorganismos son elementos decisivos para afrontar su estudio.

### **3.1. PLOMO**

#### **3.1.1. Fuentes de contaminación por plomo. Incorporación al organismo humano**

El plomo es un metal pesado que carece de funcionalidad biológica en el organismo y entraña una elevada toxicidad. Los compuestos orgánicos de plomo son los más tóxicos, pero su exposición se ciñe a entornos laborales de riesgo donde es absorbido principalmente por las vías respiratorias. El plomo inorgánico es un contaminante ambiental predominante en los alimentos y el agua y se absorbe con mayor facilidad por vía digestiva en el organismo.

El plomo se incorpora a los distintos medios físicos principalmente a partir de residuos, efluentes o emanaciones procedentes de usos industriales, pudiéndose acumular en los cultivos y en los organismos terrestres y acuáticos que servirán de alimento para el hombre.

Es un metal persistente, considerado uno de los diez productos químicos de mayor preocupación mundial, con un carácter bioacumulativo muy marcado en el organismo humano, por lo que su exposición representa un grave problema de salud pública (OMS, 2021).

Cabría destacar distintas actividades industriales que han contribuido a su presencia en el medioambiente y en último término a su incorporación al organismo humano. Se ha utilizado en sectores tales como minería, fundición, soldaduras, metalurgia, pinturas y artículos de cerámica, municiones, baterías para vehículos de motor, etc.

La presencia del plomo-tetraetilo en la gasolina hasta su prohibición en agosto de 2001, así como la utilización en diversos objetos de uso cotidiano, principalmente pinturas, objetos cerámicos y cosméticos, han sido una de las fuentes que han ido decreciendo a lo largo de los años.

Es por ello que los alimentos procesados de la dieta, o las verduras y frutas regadas con agua contaminada, cobran más importancia como fuente de contaminación por plomo y éstos constituyen la causa principal de incorporación del plomo para la mayoría de la población (Rubio et al., 2004; Salas Marcial et al., 2019).

Los estudios llevados a cabo por la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) en distintos países de la UE concluyen que una parte de los consumidores estaría en riesgo por ingestión de cantidades de plomo superiores a la ID admisible. Destacan el agua de grifo entre los alimentos que más contribuyen a la exposición, junto con cereales, patatas o verduras de hoja, si bien la contribución dependerá de los hábitos de consumo de cada país (EFSA, 2010a).

El plomo ha sido ampliamente utilizado en fontanería, especialmente en tuberías de agua y accesorios de plomería de latón, por lo que puede producirse una cesión al agua de consumo. El agua, además, se considera la fuente más biodisponible de plomo, debido a que el plomo soluble se absorbe más rápidamente por el tracto intestinal que el procedente de otras fuentes alimentarias (Hayes & Skubala, 2009).

La Agencia de protección medioambiental de Estados Unidos (EPA) estima que el agua potable puede representar el 20% o más del total de la exposición al plomo de una persona (EPA, 2019).

En el caso de los bebés y niños de corta edad, el agua de bebida también representa la mayor fuente de exposición (EFSA, 2010b; Deshommes et al., 2018; OMS, 2021).

El agua potable puede suponer del 40 % al 60 % de la dieta en este sector de población y esto incrementa la posibilidad de acumulación crónica de este elemento (Mazumdar et al., 2011; Edwards et al., 2014). De acuerdo con la OMS (2011) los niños absorben una cantidad de plomo entre 4 y 5 veces mayor que los adultos. Algunos factores como deficiencia de hierro, común entre los lactantes y niños de corta edad, o estados de carencia de calcio, favorecen la absorción gastrointestinal y acentúan los problemas de toxicidad (Renner, 2010; Azcona-Cruz et al., 2015; Pfadenhauer et al., 2016; Hon et al., 2017).

Debido a esta preocupación y con el fin de disminuir la exposición alimentaria al plomo, en 2021 la Comisión Europea de Salud y Seguridad Alimentaria ha establecido nuevos niveles máximos de este metal en productos alimenticios que lo pudieran contener y fija valores máximos de plomo en preparados para lactantes y niños de corta edad y otros productos infantiles (Reglamento 2021/1317).

### **3.1.2. Origen del plomo en el sistema de abastecimiento y en el agua de grifo**

El plomo se infiltra en el agua potable cuando las tuberías que están constituidas por plomo o incluyen accesorios de este metal se corroen, de forma que pueden pasar al agua de consumo cantidades significativas, en especial, en el agua caliente y en el agua con altos niveles de acidez o poco contenido mineral (DeSantis et al., 2018; Lenntech, 2017). Además, también está presente en otros materiales de construcción como determinados plásticos y recubrimientos de conducciones y cables que lo introducen en su composición por ser elastómero, lo que también puede contribuir a su incorporación al agua de consumo.

La problemática del plomo en agua, aunque data de antiguo, sigue vigente en la actualidad a nivel mundial y supone un grave problema de salud pública. La filtración de plomo al agua potable desde los desechos industriales puede ser relevante para grandes poblaciones, por la neurotoxicidad ocasionada incluso con niveles muy bajos de plomo. Este efecto adverso es especialmente pronunciado en el cerebro fetal y neonatal en desarrollo (Bondy & Campbell, 2018)

Si bien se han adoptado medidas para la prevención de dicho metal en agua, sin embargo todavía hay casos recientes como el sucedido en Flint, Michigan (USA) en 2014-2016, cuyo origen fue el cambio de fuente de agua en la ciudad , provocando el incremento de corrosión que condujo a niveles de plomo en el agua de abastecimiento superiores a 15

$\mu\text{g/l}$  en el 25% de las viviendas con efectos graves en la población, particularmente en bebés y niños de corta edad. También países de nuestro entorno como Italia, Inglaterra, Francia o Bélgica poseen todavía redes de distribución de plomo. Sin embargo, los países en desarrollo son los más afectados por metales pesados en agua potable (Chowdhury et al., 2016).

El plomo forma aleaciones con muchos metales y en esta forma se emplea en la mayor parte de sus aplicaciones, por ejemplo, en aleaciones de estaño-plomo para soldadura blanda. Cuando las tuberías de la red de distribución de agua potable, están constituidas por diferentes metales como cobre, hierro, plomo, cromo, níquel, aluminio, etc. con una diferencia de potencial elevada y entran en contacto con el agua, se produce la corrosión galvánica mediante una reacción redox y los metales menos nobles como el plomo, tienden a solubilizarse en el agua, lo que constituye la forma más común de su infiltración en aguas y por tanto plantea el mayor riesgo de exposición a este elemento tóxico (Triantafyllidou, 2012; Triantafyllidou et al., 2021).

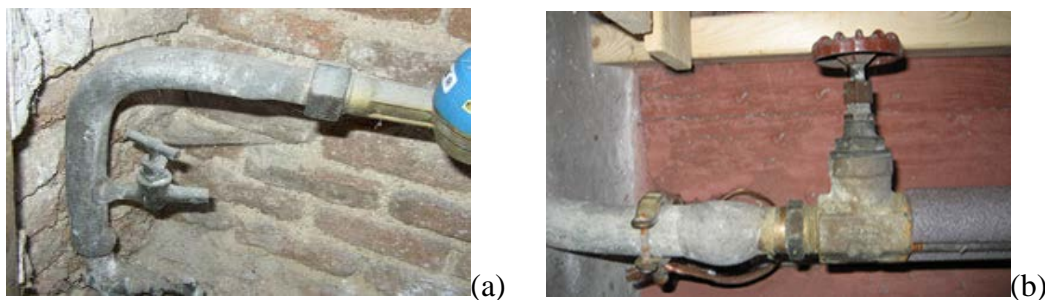
Hasta 1950, la práctica de construcción habitual en casi toda España y por supuesto en Madrid, fue la de utilizar tuberías de plomo en el interior de la casa y en las conexiones de las líneas de servicio de la red general (acometidas) que llevaban el agua desde las instalaciones públicas de abastecimiento de agua a las instalaciones interiores de las viviendas y hasta el grifo del consumidor.

Desde 1950 hasta 1970-75 únicamente se empleó plomo en el final de las conexiones de las tuberías con los grifos (40-50 cm), en los contadores y en los desagües (Figura 3.1), utilizando para el resto de las conducciones caña de hierro. A partir de 1975-80 se desechó la utilización del plomo debido a su mayor valor de mercado frente a otros materiales alternativos como cobre o PVC (Ainsworth & WHO, 2004).

La utilización de plomo en los sistemas de agua potable (material de fontanería, soldaduras) se ha prohibido en Europa y en muchos países a nivel mundial (Banks et al., 2015). Pese a ello, las empresas continúan utilizando materiales con contenidos variables de plomo, en la fabricación de depósitos de agua, tuberías y accesorios (PET, PPR, PPXT PVC, reticulados y multicapas), en donde se emplean distintos compuestos de plomo como estabilizadores frente al calor y la luz para los polímeros plásticos de PVC y como catalizadores en la fabricación de espumas de poliuretano pudiendo ocasionar la cesión de plomo al agua. Algunos grifos y accesorios de latón y bronce y polímeros plásticos

pueden contener plomo en su aleación y ocasionar cesiones no deseables de este metal al agua de consumo (Abokifa & Biswas, 2017; Jennings & Duncan, 2017).

**Figura 3.1. Tuberías de plomo:** (a) con grifo y contador, (b) con soldaduras de plomo y llave de cierre en tubería. Fuente: Fotos de autora



El tratamiento de control de corrosión en las instalaciones de distribución debe hacer el agua potable menos corrosiva para los materiales con los que entra en contacto en el camino hacia los grifos del consumidor (Stets et al., 2018). Dentro de las técnicas de control de corrosión se incluyen la alcalinidad y ajuste del pH del agua de la fuente o la adición de inhibidores de corrosión como silicatos y ortofosfatos. Éstos últimos han sido ampliamente adoptados en Estados Unidos y en el Reino Unido donde se ha estimado que el 95% de los suministros públicos de agua añaden ortofosfato como inhibidor de corrosión (Hayes & Skubala, 2009). Ambos inhibidores mitigan la liberación de plomo a través de dos mecanismos: aumentando el pH y formando una película protectora de sus sales, llegando a niveles más bajos de acumulación de biopelículas en las paredes de las tuberías (Zhao et al., 2018; Aghasadeghi et al., 2021).

### 3.1.3. Factores que favorecen la cesión de plomo al agua canalizada

La composición química del agua y la composición de las tuberías son dos factores clave que afectan a la cesión del plomo al agua, contribuyendo además otros factores adicionales como son la temperatura del agua, o su estancamiento dentro de la tubería (Mishrra et al., 2021a).

**Composición química del agua:** El pH, la dureza, la concentración de elementos minerales, la MON o la tasa de oxígeno afectan a la disolución del plomo en el agua.

El plomo elemental no se disuelve en condiciones normales, pero es soluble en agua blanda y levemente ácida, incrementando la cesión del metal al agua de consumo.

Por el contrario, las aguas muy duras e incrustantes, tienden a disminuir los niveles del plomo al recubrir las tuberías de este metal de una capa protectora de carbonatos y silicatos. Los tipos y cantidades de otros minerales que están disueltos en el agua pueden influir en su adsorción sobre la superficie interna de la tubería. La MON también puede contribuir a la formación de incrustaciones. La reactividad del plomo aumenta con la presencia de oxígeno formando una pequeña capa de óxido de plomo; el plomo metálico en presencia de oxígeno y agua se transforma en hidróxido de plomo que precipita y ayuda a la formación de incrustaciones en la canalización (Menor Salvan, 2012; Mishrra et al., 2021b).

**Material constitutivo de la tubería:** La cesión es máxima cuando la tubería es de plomo. La corrosión galvánica derivada del uso de metales diferentes utilizados en el sistema de tuberías o en contacto con ellos puede incrementar la cesión del plomo. Tuberías rotas o reemplazos totales o parciales de tramos de tuberías de plomo por cobre, pueden generar una elevada liberación de plomo, atribuible a la corrosión galvánica (EPA, 2021). La liberación de plomo en este caso puede ser incluso mayor que si se tratase de una tubería de plomo completa. El reemplazo parcial de las líneas de servicio de plomo, a menudo da como resultado la liberación excesiva a largo plazo de partículas de plomo por la alteración de las incrustaciones de la tubería y por la corrosión galvánica (Xie & Giammar, 2011; Cartier et al., 2013; Abokifa & Biswas, 2017).

**La temperatura del agua:** Las temperaturas superiores a 25°C favorecen la disolución de los compuestos solubles de plomo en el agua de grifo. En presencia de MON, la disolución de óxido de plomo es 36 veces mayor a 20 °C que a 4 °C debido a la disolución reductora acelerada. La cesión de plomo, por tanto, será superior en sistemas de ACS. La liberación de plomo disuelto aumenta hasta 2 o 3 veces y el plomo particulado de 2 a 6 veces en el verano en comparación con el invierno. Por tanto, la lixiviación de plomo, tanto disuelto como particulado, presenta una variación estacional, siendo superior en el verano frente al invierno (Masters et al., 2016).

**El flujo del agua:** El estancamiento incrementa el tiempo de contacto o de permanencia del agua en tuberías compuestas de este material, por lo que facilitaría su disolución en el agua de grifo (Lytle et al., 2009; Azcona-Cruz et al., 2015). La mayor duración del periodo de estancamiento aumenta la proporción de plomo disuelto, de forma que se incrementan significativamente los niveles de plomo en la primera apertura de grifo. Un elevado caudal de agua puede incrementar la tasa de liberación de plomo

disuelto y particulado, al acelerar la transferencia del metal al agua a partir de las incrustaciones porosas de la tubería y por un efecto de arrastre al desestabilizar físicamente estas incrustaciones.

Distintos autores aluden a la mayor proporción de liberación de plomo disuelto, tanto en condiciones de estancamiento, como de flujo elevado (Xie & Giammar, 2011; Maheshwari et al., 2020).

**Desinfección del agua:** La dosificación de desinfectante residual a base de cloro en agua influye en la disolución del plomo en el agua potable a partir de las incrustaciones producidas por corrosión en el interior de las tuberías. El cloro, al ser un buen agente oxidante, promueve la transformación del carbonato de plomo en dióxido de plomo. La presencia de cloro libre residual en condiciones de estancamiento disminuye la tasa de liberación de plomo al agua, sin embargo, la desinfección con cloraminas con menor potencial de oxidación desestabiliza el  $PbO_2$  y produce su rápida disolución en el agua de abastecimiento (Lytle et al., 2009; Lytle et al., 2019).

Este es el caso del agua en Madrid, donde las cloraminas actúan como disolvente de los metales menos nobles como el hierro y plomo, con mayor liberación de partículas de plomo o de plomo disuelto al sistema de distribución de agua potable (Stets et al., 2018).

#### **3.1.4. Efectos tóxicos del plomo**

El plomo inorgánico fue clasificado en 1980 como un *posible* carcinógeno en humanos (Grupo 2B), pero en 2006 se reevaluó y se clasificó como *probable* carcinógeno para humanos (Grupo 2A) (IARC, 2006). La exposición al plomo ha supuesto numerosos años perdidos por discapacidad y muerte a lo largo de la historia, y aunque han ido disminuyendo al cabo de los años, según los últimos datos del Instituto de Sanimetría y Evaluación Sanitaria, en 2019 se produjeron 900 000 defunciones y pérdida de 21,7 millones de años de vida sana en todo el mundo debido a sus efectos a largo plazo en la salud (IHME, 2019).

Los efectos subclínicos del plomo en los adultos incluyen hipertensión, daño renal, disfunciones cognitivas y trastornos en la reproducción. Además, el Instituto estimó que la exposición al plomo ocasionaba el 62,5% de la carga mundial de insuficiencia del desarrollo intelectual sin causa evidente, así como el 8,2% de la correspondiente a la cardiopatía hipertensiva, el 7,2% de la cardiopatía isquémica y el 5,65% de la de accidentes cerebrovasculares (OMS, 2021).

El plomo es uno de los metales pesados más tóxicos y persistentes, permanece en el organismo durante largo tiempo, y afecta a diversos sistemas: cardiovascular, inmunológico, óseo, reproductivo, hematológico, renal, gastrointestinal y nervioso (De Souza et al., 2018).

Las vías metabólicas afectadas por el envenenamiento por plomo no se han descrito completamente, pero se ha comprobado que interfiere en la síntesis del grupo hemo, en el metabolismo del calcio y en la neurotransmisión (Klotz & Göen, 2017).

La dieta deficiente en calcio, hierro y/o zinc, o los factores genéticos que afectan a la absorción de hierro o del calcio pueden aumentar la cantidad de plomo que se absorbe y almacena en el organismo. Las gestantes absorben más plomo porque tienen mayor demanda de calcio durante el embarazo. El plomo compite con el calcio materno, liberándose de los huesos y depositándose en los del feto especialmente en situaciones carenciales de calcio en la dieta. El plomo es capaz de atravesar la barrera placentaria, provocando efectos graves en el desarrollo del feto y puede pasar a través de la leche materna al lactante (Jameill, 2014).

Desde 1995 la Organización Mundial de la Salud (OMS) estableció la ingesta tolerable de plomo en 25  $\mu\text{g}/\text{kg}$  peso/semana. Sin embargo, la EFSA (2010b) revisó estos límites y concluyó que no era la adecuada, ya que no hay evidencia de un umbral para los efectos críticos inducidos por el plomo. El panel de Contaminantes de la cadena alimentaria de la EFSA identificó en ese año la neurotoxicidad en el desarrollo en niños pequeños y los efectos cardiovasculares y la nefrotoxicidad en adultos como los efectos críticos para la evaluación de riesgos del plomo, estableciendo como límites más apropiados para el riesgo cardiovascular: 1,5  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}$ ; para el riesgo renal: 0,63  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}$  y para la neurotoxicidad en el desarrollo: 0,5  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}$ .

El plomo tras una exposición reciente se detecta en sangre, mientras que después de una exposición a largo plazo se acumula en huesos y dientes (ribete de Burton). La concentración en sangre constituye el biomarcador de exposición reciente más utilizado. Sin embargo, si el nivel de exposición es relativamente estable, su concentración en ella también puede ser un buen indicador de la exposición a largo plazo, por lo que la sangre es el tejido que se utiliza como marcador con mayor frecuencia para estimar la exposición al plomo (Triantafyllidou et al., 2020).

Según la OMS, los niveles de plumbemia  $>15$   $\mu\text{g}/\text{dl}$  para la población adulta se corresponden con la intoxicación por plomo, sin embargo el Centro de control de

enfermedades (CDC, 2012) plantea la reducción de este valor a concentraciones  $\leq 10$   $\mu\text{g}/\text{dl}$ . Para la población infantil, el nivel de referencia actual según este organismo ha disminuido de 5  $\mu\text{g}/\text{dl}$  a 3,5  $\mu\text{g}/\text{dl}$  de plomo en sangre y recomiendan que se inicien acciones de salud pública cuando el nivel de plomo en la sangre del niño sea  $\geq 5$   $\mu\text{g}/\text{dl}$  (CDC, 2021) porque a nivel mundial 1 de cada 3 niños (800 millones) posee niveles de plumbemia de 5  $\mu\text{g}/\text{dl}$ .

El efecto de la exposición al plomo en la discapacidad intelectual y trastornos de comportamiento en los niños despierta una gran preocupación a nivel mundial. Los efectos son muy dañinos especialmente en los lactantes y niños de hasta 7 años de edad en los que provocan problemas tales como graves cambios conductuales: retraso cognitivo con disminución del Coeficiente intelectual (IQ) y problemas de aprendizaje, actividad deficiente e hiperactividad, así como trastornos de crecimiento y problemas de audición y anemia por su capacidad de interferir con los procesos biológicos y de inducir estrés oxidativo y apoptosis neuronal (Deshommes et al., 2013; Azcona-Cruz et al., 2015; Hon et al., 2017; Bondy & Campbell, 2018; Chang & Lin, 2019; De la Torre-Munilla et al., 2021).

En los niños, hay evidencia científica de la asociación de los niveles de plomo en la sangre con el deficiente desarrollo neurológico, específicamente con la reducción del IQ. Además, este efecto generalmente se ha relacionado con concentraciones de plomo en sangre más bajas que las asociadas con los efectos observados en otros órganos (Lanphear et al., 2005; Levallois et al., 2014; Delgado et al., 2018).

En la evaluación del riesgo se utiliza el NOAEL (no observable adverse effect level) y o la dosis Benchmark como dosis de referencia. Para calcular la dosis Benchmark (BMDL) asociada a un 1% de pérdida de función intelectual en niños (1 IQ), se tienen en cuenta los niveles de plomo en sangre, y así se ha llegado a calcular el  $\text{BMDL}_{01}$  de 1,2  $\mu\text{g}/\text{dl}$  asociada a esta respuesta.

Se sabe que la ingestión de plomo en el agua potable tiene un impacto directo en los niveles de plomo en sangre. La mayoría de los estudios que han investigado la toxicidad del plomo en humanos han utilizado estos niveles como métrica de exposición. Sin embargo, las dosis orales proporcionan un criterio toxicológico más flexible. Para determinar la dosis oral externa de ingesta de agua potable asociada a esa respuesta según indica EFSA (2010b) se tienen en cuenta modelos predictivos farmacocinéticos de base

fisiológica como es el aportado por IEUBK (Integrated Exposure Uptake Biokinetics) que calcula la dosis equivalente oral administrada a niños de 5 años.

En este modelo se calcula como punto de partida la dosis externa de 0,4 µg/kg/día y corresponde a la dosis oral asociada con la pérdida de 1 IQ.

Si bien EFSA (2012) ha considerado una BMDL<sub>01</sub> de plomo de 0,5 µg por kg de peso corporal y día como nivel de referencia exento de riesgos en el neurodesarrollo infantil, dado que el plomo puede dañar seriamente la salud humana, incluso a niveles de baja exposición, organismos como la EPA manifiestan que se debería alcanzar el objetivo de *nivel cero* en agua potable, ya que no existe un nivel de exposición al plomo por debajo del cual se pueda afirmar que no provocará efectos perjudiciales, puesto que se cree que los efectos neurológicos y conductuales asociados al plomo son irreversibles (OMS, 2021).

### **3.1.5. Legislación**

El nivel máximo o valor paramétrico (VP) de contaminantes en el agua potable que no causa efectos adversos en la salud, con un margen adecuado de seguridad, está regulado en España por el RD 140/2003, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano.

Con el objetivo de hacer cumplir las 2 disposiciones transitorias 1ª y 2ª y el Anexo I del citado RD, se fija el VP del plomo en 10 µg/l. Sin embargo, se establece una moratoria en relación a su aplicación, debido a la imposibilidad de cumplimiento de dicho límite por la antigüedad de las infraestructuras y los materiales de las conducciones de los inmuebles en España en ese momento. Por ello se permitió un máximo de 25 µg/l desde enero de 2004 a diciembre de 2013 y se estableció que a partir de 2012 se llevarían a cabo las reformas y adaptaciones necesarias, tanto en las redes de distribución públicas, como privadas de instalaciones interiores de edificios públicos y comerciales. Es en enero de 2014, cuando el VP se fija en 10 µg/l, a partir del cual es causa de *no conformidad* del agua de consumo, de forma que con 10,1 µg/l el agua se califica como no apta para su consumo, y >100 µg/l se califica como no apta con riesgos para la salud.

El Código técnico de edificación (CTE) aprobado por el RD 314/2006 reglamenta las condiciones de suministro de agua y prohíbe el uso de materiales que puedan producir concentraciones de sustancias nocivas que excedan los valores permitidos, como es el caso de las tuberías que contienen plomo.

El municipio es el responsable de garantizar el control de la calidad del agua de consumo en el punto de entrega al consumidor, para lo cual tomará las medidas necesarias para la realización de análisis e inspecciones periódicas que la aseguren.

La Directiva 2020/2184 considera necesario disminuir progresivamente el VP de 10 µg/l hasta 5 µg/l en el punto de suministro del sistema de distribución domiciliaria, según las recomendaciones establecidas por la OMS. La disminución del VP a lo largo del tiempo se muestra en la tabla 3.1.

**Tabla 3.1. Evolución de los valores paramétricos del plomo en la legislación**

Fuente: *Elaboración propia*

Legislación	Periodo	VP Pb
RD 1138/1990	Hasta el 31/12/2003	<b>50 µg/l</b>
RD 140/2003	Del 01/01/2004 al 31/12/2013	<b>25 µg/l</b>
RD 140/2003	A partir de 01/01/2014	<b>10 µg/l</b>
Directiva 2020/2184	A partir de 01/01/2022 hasta 2036	<b>10 µg/l</b>
Directiva 2020/2184	Desde 12/01/ 2036	<b>5 µg/l</b>

## 3.2. TRIHALOMETANOS

### 3.2.1. Concepto y tipos de trihalometanos (THMs)

En el proceso de potabilización, el cloro y sus derivados son ampliamente utilizados en la desinfección del agua de consumo humano y en la industria alimentaria por su bajo coste y su alta eficiencia para reducir la presencia de contaminantes microbiológicos del agua.

Estos agentes, además de eliminar microorganismos patógenos, son fundamentales en aras de la prevención de enfermedades hídricas y la protección de la salud de los consumidores.

Sin embargo, tienen como desventaja la generación de SPD, más de 600, entre acetonitrilos, aldehídos o cetonas halogenadas, fenoles clorados y en especial THMs y ácidos haloacéticos (AHA) (Villanueva et al., 2003; Villanueva et al., 2015).

Los estudios epidemiológicos han revelado que estos subproductos tienen una gran repercusión en la salud pública. Por ello, los THMs deberán tener los menores niveles

posibles sin comprometer en ningún momento la eficacia de la desinfección (Liu et al., 2019).

Los THMs son los SPD que se forman en mayor concentración en el agua. Son compuestos orgánicos volátiles halogenados que responden a la fórmula  $CHX_3$ , siendo X: Cloro, Bromo, Iodo, Fluor ó sus combinaciones (Tabla 3.2) (Galvín, 2015).

**Tabla 3.2. Principales trihalometanos en aguas de consumo**

Fuente: *Elaboración propia*

THMs regulados	Acrónimo	Fórmula	THMs no regulados	Acrónimo	Fórmula
Triclorometano	TCM	$CHCl_3$	Triiodometano	TIM	$CHI_3$
Bromodiclorometano	BDCM	$CHBrCl_2$	Bromodiiodometano	BDIM	$CHBrI_2$
Dibromoclorometano	DBCM	$CHBr_2Cl$	Bromocloroiodometano	BCIM	$CHBrClI$
Tribromometano	TBM	$CHBr_3$	Clorodiiodometano	CDIM	$CHClI_2$
			Dibromoiodometano	DBIM	$CHBr_2I$
			Dicloroiodometano	DCIM	$CHCl_2I$

Los cuatro THMs mayoritarios son: cloroformo o triclorometano (TCM), bromodiclorometano (BDCM), dibromoclorometano (DBCM) y bromoformo o tribromometano (TBM). Estos compuestos, además de su potencial toxicológico, son capaces de producir olores y sabores extraños en las aguas, favoreciendo además el incremento de la corrosión de conducciones y depósitos y el aumento en los gastos de depuración del agua, ya que anulan el poder desinfectante del cloro. El TCM es el THM más abundante en el agua de consumo clorada (Palacios et al., 2000; Pérez-Pavón et al., 2008; Villanueva et al., 2015).

Según encuestas llevadas a cabo en el estudio de salud de la ciudad de Madrid, en esta población existe un alto consumo del agua de grifo, 73,6%, frente a solo el 12,5% de agua mineral embotellada (Díaz-Olalla et al., 2020). Este hecho hace indispensable el control de THMs en el agua de grifo del consumidor para evitar un aumento de los niveles que repercutirían en una gran parte de la población (Morales-Alonso et al., 2019).

Estos controles contrastados por los distintos organismos gestores del abastecimiento permiten detectar cualquier superación potencial de los límites, que generaría las acciones preventivas y correctoras oportunas frente a estos compuestos.

### 3.2.2. Formación de THMs

Los THMs se generan en la planta potabilizadora como consecuencia de la reacción del agente desinfectante, fundamentalmente cloro o en menor medida otros halógenos, con la MON que existe en el agua en origen.

La MON como precursor de THMs tiene su origen en la vegetación, los suelos o las proliferaciones masivas de algas (eutrofización) y está constituida por estructuras muy complejas y heterogéneas de partículas macroscópicas, coloides o macromoléculas disueltas. Principalmente se compone de una fracción hidrófoba que engloba ácidos orgánicos: húmicos y fúlvicos y una fracción hidrófila integrada por un grupo amino aromático de proteínas del material orgánico residual de flora y fauna (humina), carbohidratos, aminoácidos disueltos, ácidos carboxílicos o compuestos fenólicos entre otros (Bracho et al., 2009; Fuentes Rivas et al., 2015).

Los ácidos húmicos son polímeros tridimensionales de elevado peso molecular que presentan biodegradación muy lenta. Están formados mayoritariamente por unidades estructurales de resorcinol. Poseen grupos aromáticos nitrogenados (indólicos y pirrólicos) y bencénicos (naftaleno y benceno), otros grupos reactivos (hidroxilo, carboxilo, amino, metoxilo, etc.) y puentes de unión (nitrilo, amino, cetónico, etc.), además de cadenas alifáticas. Se presentan como sólidos amorfos de color marrón oscuro, insolubles en agua y en casi todos los disolventes no polares. Suelen precipitar en medio ácido y son solubles en medio básico, fácilmente dispersables en las soluciones acuosas de los hidróxidos alcalinos y en sus sales básicas.

Los ácidos fúlvicos son de naturaleza coloidal (sólidos o semisólidos), amorfos, de color amarillento, solubles en agua, tanto en medios alcalinos como ácidos, por tanto, son fácilmente dispersables en agua, no precipitables por los ácidos y poseen un bajo peso molecular.

Los ácidos húmicos, tienen mayor potencial de formación de THMs por tener mayor concentración de carbono aromático que los ácidos fúlvicos (Rodríguez et al., 2007; Chowdhury, 2013; Chowdhury et al., 2019).

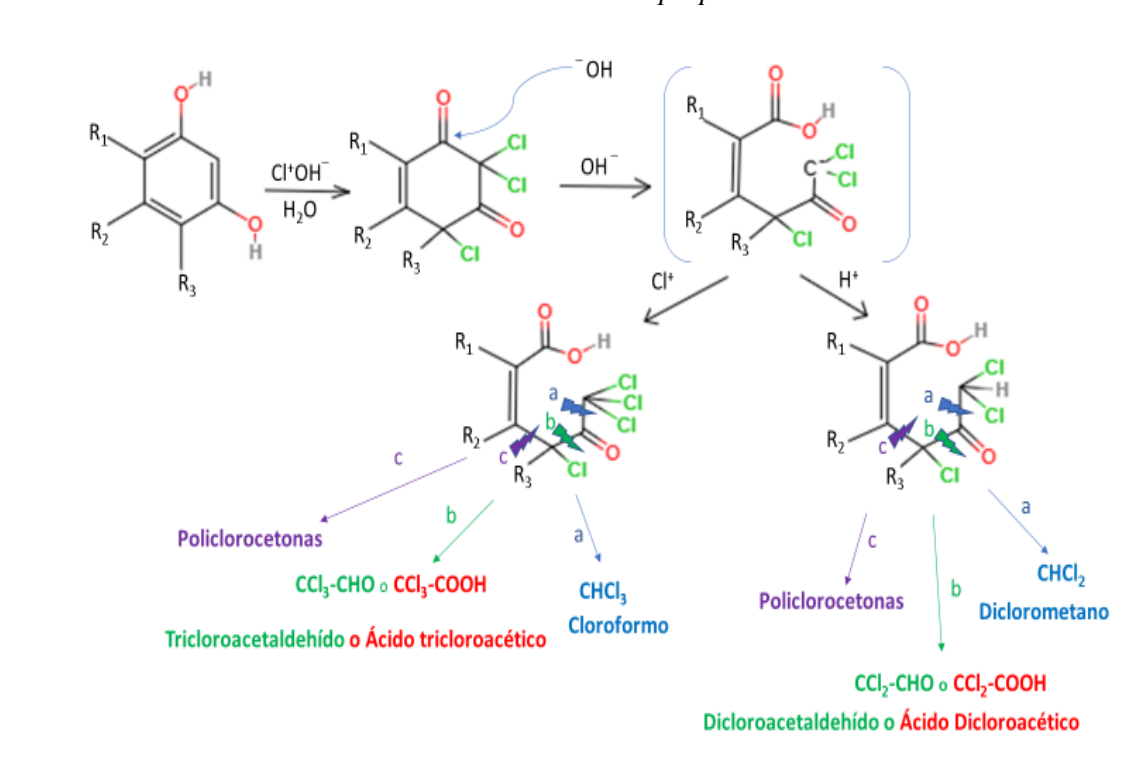
Los THMs no sólo se forman en el proceso de potabilización, sino que pueden seguir produciéndose a lo largo de todo el sistema de distribución, debido a las rechloraciones aplicadas y a la materia residual presente en depósitos intermedios y tuberías del sistema. El cloro y los oxidantes mixtos favorecen la conversión húmica a no húmica de la MON.

El tratamiento primario elimina preferentemente la fracción más hidrófoba (Calderón et al., 2002; Olmedo-Sánchez, 2008; Bracho et al., 2009; Álvarez-Uriarte et al., 2010).

Uno de los mecanismos clásicos de formación de THMs según Rook (1974), tiene lugar por medio de la oxidación de moléculas tipo resorcinol (fenoles) con ácido hipocloroso, el cual provocará una halogenación progresiva de los fenoles en las posiciones alfa formando cetonas. Posteriormente el anión hidroxilo ataca a las cetonas provocando la apertura del anillo, se incorpora otro átomo de cloro (o bromo) o un H<sup>+</sup> en el carbanión generado y finalmente el ciclo aromático se fragmenta por diferentes puntos generando distintos compuestos: a) THMs como el cloroformo b) AHA, por la inserción de un hidróxido y c) halocetonas o policlorocetonas (Figura 3.2).

**Figura 3.2. Mecanismo de formación de THMs**

Fuente: Elaboración propia.



En las ETAP los procesos de tratamiento de CYII que pueden inducir a la formación de THMs por el cloro, son la preoxidación-precloración y la desinfección final para adecuar el agua al consumo.

Los reactivos empleados que pueden producir THMs son entre otros: cloro, dióxido de cloro o hipocloritos, en la preoxidación y cloro o cloraminas en la desinfección final (cloro residual combinado). Si se usa cloro en las tres etapas, se producirá la máxima

formación de SPDs (THMs y AHAs) comparada con otra combinación (Salazar & Peñuela, 2016).

Dentro de estas fases, la preoxidación, puede favorecer la generación de THMs sobre todo si se utiliza cloro como agente oxidante por la reacción con la MON. Por ello es fundamental la utilización de oxidantes alternativos, como permanganato potásico u ozono. Sin embargo, la floculación y la posterior filtración como tratamientos previos a la cloración, son procesos primordiales para controlar la MON y provocar la disminución considerable de la formación de THMs (Rodríguez et al., 2007; Bracho et al., 2009; Dudamel & Rivero, 2015).

En relación con la floculación, los ácidos *húmicos* como se ha comentado, son fácilmente dispersables en las soluciones acuosas de los hidróxidos y sales básicas de los metales alcalinos, lo que permite su floculación en esta etapa de la potabilización.

Los ácidos *fúlvicos* más hidrofóbicos, sólo pueden flocular en determinadas condiciones de pH y concentración de las soluciones salinas y su eliminación (casi 100%) se realiza mediante nanofiltración (De la Rubia et al., 2008).

La cloración de aguas con elevado contenido de MON y sin filtrar también contribuye a la formación de estos SPD halogenados como THMs (Freire, et al., 2008).

El uso de desinfectantes como dióxido de cloro en la preoxidación y cloraminas en esta última etapa como desinfectante secundario conducen a menores niveles de estos contaminantes con relación a las cloraciones tradicionales (Carter et al., 2019; Ramirez Vásquez & Much Santos, 2021).

Las rechloraciones del agua suministrada a lo largo de la red de distribución, en los distintos depósitos intermedios o reguladores, encaminadas a garantizar la calidad del agua durante todo el recorrido por la red de distribución hasta el punto de consumo, podría conllevar un nuevo aumento de THMs. Este hecho ocurre cuando las redes son muy largas, puesto que se requiere mantener el desinfectante residual a lo largo de muchos km durante tiempo prolongado (Liew et al., 2016).

### **3.2.3. Factores de influencia en la formación de THMs**

El tipo y la cantidad de THMs que se generan va a depender de diversos factores entre los que cabe citar el origen del agua, la naturaleza de los precursores presentes, las

variaciones de pH, y de la temperatura, el tipo y nivel de desinfectante (cloro residual), el tiempo de contacto entre el desinfectante y la MON y otros como la conductividad eléctrica y los sólidos disueltos. A mayores concentraciones de estos parámetros se incrementan los niveles de THMs (Xue et al., 2017; Nuñez-Cerrato, 2022).

**Origen y características del agua bruta:** El distinto origen de las aguas de abastecimiento, superficial o subterráneo, puede condicionar el tipo de THMs en las mismas. En las primeras, al tener una mayor cantidad de precursores orgánicos, puede afectar al rendimiento de los procesos de oxidación, coagulación y adsorción que son aplicados para la desinfección y requerir una dosis superior de cloro, lo que dará lugar a concentraciones más elevadas de subproductos en relación a las aguas subterráneas (Parvez et al., 2017). En las aguas superficiales, además, es muy escasa la proporción de iones bromuro, por lo que los THMs formados estarán constituidos en su mayor parte por derivados clorados (Pérez-Pavón et al., 2008).

El bromo es un constituyente natural del agua especialmente de origen subterráneo y se introduce en los pozos por intrusión salina. Un aumento de las concentraciones de iones bromuro puede conducir a aumentos en la formación de THMs, con mayor presencia de derivados bromados y menor formación de TCM (De Castro et al., 2019). Además, al aumentar el pH de 6 a 8,5 se produce un aumento de TCM y una disminución de la formación de BDCM y DBCM (Yu et al., 2019).

**Concentración de MON:** Está directamente relacionada con la medida de conductividad eléctrica y concentración de sólidos disueltos y fomenta la formación de THMs especialmente en aguas superficiales (Gallard & Von, 2002; Dong et al., 2021). En Madrid, la mayoría del abastecimiento está constituido por aguas reguladas por embalses, con un contenido importante de MON y de biomasa en determinadas épocas, debido principalmente a algas y otros microorganismos que pueden provocar episodios esporádicos de olores y sabores (Álvarez-Uriarte et al., 2010).

**pH:** Como sabemos condiciona las características de las reacciones químicas. A mayor pH se produce una mayor concentración de THMs, ya que el pH tiene una fuerte correlación positiva con su formación.

En las aguas superficiales el pH, seguido del tiempo de reacción y la temperatura, son los factores más significativos que afectan la formación de THMs durante la cloración con distintos desinfectantes, la cloramina, el ozono y el bióxido de cloro (Rodríguez et al., 2007; Yu et al., 2019).

**Temperatura del agua:** Generalmente la tasa de formación de THMs aumenta con la temperatura siguiendo una variación estacional (Toroz & Uyak, 2005).

Las aguas de abasto poseen altas concentraciones de THMs en las estaciones más cálidas debido a la concurrencia de MON (algas) por los fenómenos de eutrofización, alta temperatura ambiental y la necesidad de elevadas dosis de cloro (Nuñez-Cerrato, 2022).

Sin embargo, en la red de distribución no hay tanta relación con la estacionalidad puesto que por la volatilidad de estos compuestos, a temperaturas relativamente altas (20 °C) pueden reducir su concentración (Stanhope et al., 2020; Mosaféri et al., 2021).

**Dosis y tipo de desinfectante:** La concentración de cloro libre aumenta su formación. Los desinfectantes clorados son altamente reactivos por definición y cualquiera de ellos conducirá a la formación de SPD. En relación al tipo de agente, si se utiliza hipoclorito o cloro gas existen más posibilidades de formación de THMs con respecto a la utilización de la cloraminación como método de desinfección. Dentro de las cloraminas, las monocloraminas, producen menos SPD indeseables que las di o tricloraminas y además no confieren olores o sabores extraños (Olmedo-Sanchez, 2008; Hernández Sánchez et al., 2011; Marchesi et al., 2020).

Si tras el proceso de cloraminación, los niveles de cloro libre residual están por encima del VP (1,0 mg/l) significa que ha habido un mal tratamiento por exceso de desinfectante, lo que puede producir un aumento de THMs. La concentración de TCM aumenta de forma directa con el nivel de cloro residual (Galvín, 2015).

**Tiempo de contacto entre desinfectante y MON:** Estos compuestos no deseados sólo se forman si los precursores orgánicos y el cloro libre residual están presentes conjuntamente durante el tiempo suficiente. En general, a mayor tiempo de permanencia o retención del agua en la red, mayor concentración de THMs.

La situación se agudiza cuando se trata de redes largas y no malladas, al estancarse el agua y perder cloro. El aumento de flujo en el sistema de distribución puede originar una liberación secundaria de THMs a partir de los depósitos acumulados en las paredes de las tuberías de distribución (Fantuzzi et al., 2007; Yu et al., 2019).

**Tipo y material de la red:** En función de la modalidad de red, aquellas que son malladas producen menor estancamiento de agua, al evitar los fondos de saco, ramales muertos y cambios de presión, con respecto a las ramificadas y circulares, por lo que ocasionan menor problema de generación de THMs (Nuñez-Cerrato, 2022).

El material de la red condiciona también la mayor o menor formación de THMs (Zhang et al., 2018). La constante de decaimiento del cloro para tuberías de acero inoxidable es mayor con respecto a las de material plástico, por lo que el aumento de THMs será mayor en éstas últimas. A su vez, las tuberías de cloruro de polivinilo presentan el mayor potencial de formación de THMs, seguidas por las de polietileno y de polipropileno (Ahmed et al., 2019).

#### **3.2.4. Toxicidad de los THMs**

La exposición a los THMs puede producirse por diferentes vías: ingestión oral, inhalación y absorción dérmica (Costa et al., 2022). La primera es la de mayor riesgo cancerígeno para la salud (Ahmed et al., 2019).

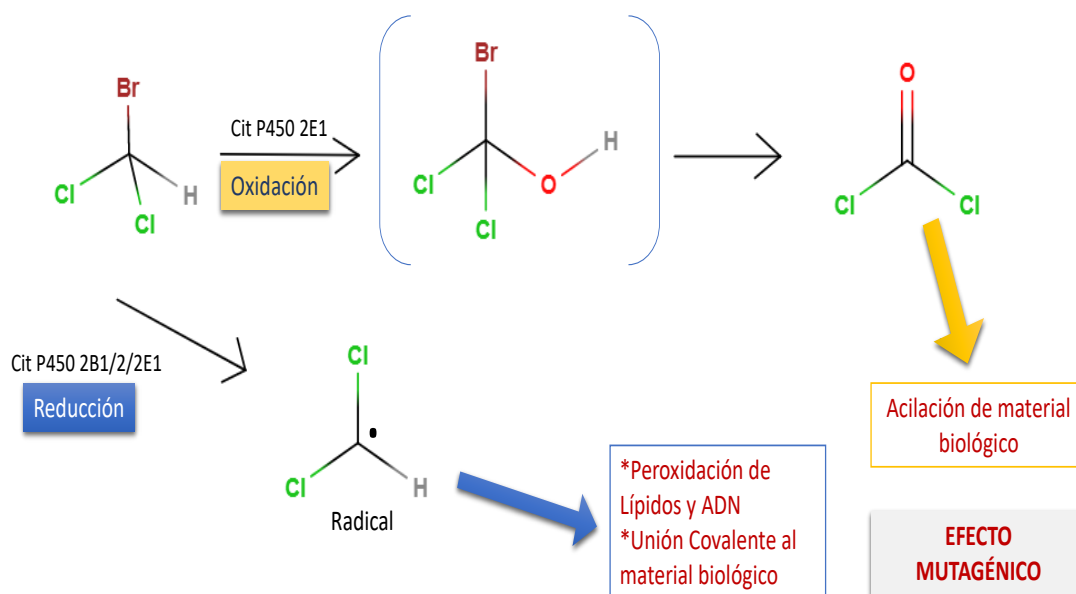
La mayoría de los SPD no están regulados y muchos se consideran cancerígenos y/o genotóxicos. Numerosos estudios encuentran una asociación entre el consumo de agua clorada y determinados efectos en la salud de la población, tales como el incremento de cáncer fundamentalmente de vejiga, aunque también se han relacionado con el de estómago y colon (Richardson et al., 2007; Genisoglu et al., 2019), así como alteraciones de la reproducción y el desarrollo fetal durante el embarazo, principalmente asociadas al BDCM.

Distintos autores han evaluado las implicaciones reproductivas, incluida la calidad del esperma, el ciclo menstrual y las afectaciones durante el embarazo que se pueden traducir en pérdida fetal, menor crecimiento fetal, parto prematuro y malformación congénita (Villanueva et al., 2006; Jeong et al., 2012; Villanueva et al., 2015). Otro de los efectos tóxicos más constatados es la afectación hepática (Summerhayes et al., 2021).

Un estudio actual de cohortes de población llevado a cabo por Helte et al. (2022) a gran escala realizado en Suecia sugiere que concentraciones de THMs de hasta 20 µg/l no parecen estar asociadas con un incremento de riesgo de cáncer de vejiga.

Los THMs se metabolizan transformándose principalmente en dióxido de carbono y/o monóxido de carbono, por reacción de fase I, con intervención de las enzimas del citocromo p450 (CYP2E1) produciéndose intermediarios potencialmente mutagénicos. Los procesos metabólicos se producirían por dos posibles vías esquematizadas (Figura 3.3) de oxidación y reducción:

**Figura 3.3. Vías de generación de especies tóxicas de los THMs mediante metabolismos oxidativos y reductivos.** Fuente: Elaboración propia



*Proceso oxidativo* que tras la hidroxilación produce un intermedio inestable capaz de sufrir una deshidrohalogenación y formar el haluro de ácido (cloruro de hidrógeno) sumamente electrofílico que atacará el material nucleofílico (proteínas, ácidos nucleicos), provocando su acilación con la consiguiente pérdida de funcionalidad y la iniciación de una mutación, causando lesiones en los tejidos y muerte celular.

*Deshalogenación reductora* que genera especies radicalarias, radicales libres e intermedios mutagénicos que pueden peroxidar fosfolípidos de membrana y proteínas, así como también producir una unión covalente con el material biológico.

La concentración media ponderada de THMs en el agua de consumo público de 2005 a 2018, que cubren el 75% de la población de 26 países europeos incluyendo a España, se estimó en 11,7 µg/l (Evlampidou et al., 2020), lo que sugeriría, de acuerdo con las conclusiones de Helte et al. (2022) que la mayoría de las poblaciones europeas con estos valores medios, están expuestas a niveles de subproductos de la cloración inferiores a aquellos para los que se ha encontrado una asociación con riesgo de cáncer.

En la tabla 3.3 se describen los efectos tóxicos de los principales THMs a niveles superiores al VP de cada especie encontrados por diferentes autores.

**Tabla 3.3. Acción tóxica de los principales THMs.** Fuente: *Elaboración propia*

Compuesto	IARC(*)	Acción tóxica	Autores
<b>Cloroformo (CHCl<sub>3</sub>)</b>	<b>2B</b>	Riesgo de muertes fetales y de partos prematuros. Tóxico SNC (cerebro), riñón, hígado y tiroides. Posible teratógeno y cancerígeno (colon, vejiga).	Santa Marina et al., 2010 Rivera-Núñez et al., 2018 Genisoglu et al., 2019 Evlampidou et al., 2020 Villanueva et al., 2017 Villanueva et al., 2021 Summerhayes et al., 2021
<b>Bromodiclorometano (CHBrCl<sub>2</sub>)</b>	<b>2B</b>	Posibles muertes fetales. Mutagénico en ratones. Tóxico riñón, hígado e intestino grueso.	Rivera-Núñez et al., 2018 Villanueva et al., 2001 Ramírez & Much, 2021
<b>Dibromoclorometano (CHBr<sub>2</sub>Cl)</b>	<b>3</b>	Tóxico riñón, hígado, cerebro. Disminución peso corporal. Cancerígeno, mutagénico y teratógeno probado en ratones.	Freire et al., 2008 Kumari et al., 2015 Wang et al., 2007 Wang et al., 2019
<b>Bromoformo (CHBr<sub>3</sub>)</b>	<b>3</b>	Tóxico riñón e hígado. Disminución peso corporal. Alteración niveles enzimáticos. Cancerígeno y mutagénico ratones: CA digestivo, colon. Trastornos reproductivos, abortos, bajo peso al nacer y partos prematuros. Defectos del tubo neural. Riesgo gestación y desarrollo neuropsicológico del niño.	Amjad et al., 2013 De Marini, 2020 Villanueva et al., 2017 Kujlu et al., 2020 Wang et al., 2019 Nuñez-Cerrato, 2022

Grupo 2B: posible carcinógeno para humanos

Grupo 3: no clasificable en función de su carcinogenicidad para humanos

(\*) Clasificación IARC (1999a), IARC (1999b).

### 3.2.5. Legislación

El RD 140/2003 sobre criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano fija una concentración máxima permitida de THMs totales (suma de TCM, BDCM, DBCM y TBM) de 100 µg/l estableciendo unos márgenes de seguridad plenamente vigentes para garantizar la seguridad sanitaria del agua. SINAC es el encargado de comunicar automáticamente posibles alertas hídricas a las autoridades sanitarias competentes.

La Directiva 2020/2184 actual reconfirma este valor dando un enfoque basado en el riesgo para disminuir la posible morbi-mortalidad derivada de la exposición a la contaminación del agua de consumo y para garantizar la calidad de dicha agua sin riesgos para la salud humana. Siempre que sea posible y sin afectar a la desinfección, los Estados miembros procurarán obtener el VP más bajo.

La EPA (2005) estableció los niveles guía más restrictivos para limitar el contenido de THMs y AHAs en aguas de consumo (80 µg/l y 60 µg/l respectivamente), que no implicarían ningún riesgo significativo para la salud a través del consumo durante toda la

vida, mientras que la OMS en 2008 fijó los valores guía más amplios: TCM (200 µg/l), BDCM (60 µg/l), DBCM (100 µg/l) y TBM (100 µg/l).

Para evitar la formación de THMs pero asegurando la desinfección del agua, también se regula la concentración máxima de cloro combinado residual que no puede ser superior a 2,0 mg/l, ni la de cloro libre residual >1 mg/l (RD 140/2003). Con respecto a las cloraminas no se fija límite, si bien, la OMS en las Guías de 2011 recomienda la concentración máxima de 3 mg/l en agua.

Los niveles actuales de THMs aún podrían generar una carga considerable de cáncer de vejiga, pero se disminuirían optimizando las prácticas de tratamiento, desinfección y distribución del agua, entre otras posibles medidas.

En el tratamiento del agua, los THMs se pueden eliminar por reacciones de oxidación, por procesos de coagulación-floculación-sedimentación y filtración, por paso a través de membranas- osmosis inversa, por filtros de luz UV, o por adsorción sobre carbón activado y por medio de ablandadores: resinas de intercambio iónico (Alvarez-Uriarte et al., 2010).

También es decisivo en la desinfección, el control del cloro introducido: bien eliminando la pre-cloración o aproximando el punto de precloración hacia la entrada de los floculadores, o bien aplicando agentes clorados sólo en la desinfección final. Según Bracho et al. (2009) la eliminación de los puntos de inyección de cloro en la precloración y en la cloración final, consigue la reducción del 67% del TCM y reduce el coste económico del proceso de cloración.

Otros métodos efectivos para controlar estos SPD son el uso de desinfectantes alternativos a la cloración por cloro libre, como es el uso de cloraminas, dióxido de cloro, ozono y radiación ultravioleta o la mezcla de oxidantes generados electroquímicamente (Hernández Sánchez et al., 2011). En la esfera doméstica, según estudios de Krasner & Wright (2005) el efecto de la ebullición del agua durante unos minutos produce la eliminación de THMs casi por completo.

La ozonización a pH 8,0 aparece como la alternativa más económica. El ozono, se emplea bien a la salida de filtros de arena, o combinado con filtros de carbón activo. La pre-ozonización, es una de las técnicas que mejores resultados está generando en cuanto a los bajos niveles de THMs que origina. El proceso se conoce como ozonización intermedia y está ampliamente estudiado por Laranjeiro-Pinto & Baltazar (2020).

### 3.3. LEGIONELLA EN EL AGUA DE CONSUMO

#### 3.3.1. Descripción y ecología de *Legionella*

*Legionella* es una bacteria Gram negativa delgada, aerobia, pleomórfica, que no forma esporas, con uno o más flagelos polares o subpolares, de forma bacilar en su hábitat libre y como cocobacilos en macrófagos del alveolo pulmonar humano (Figura 3.4).

**Figura 3.4. *Legionella* vista al microscopio electrónico de transmisión**

Fuente: <https://www.naturplagas.com/desinfeccion-de-legionella-en-hoteles-y-gimnasios/>



Es el único género de la familia *Legionellaceae*. Se conocen más de 50 especies y 78 serotipos. De ellas, 17 especies se han asociado con infecciones en el hombre, destaca por su mayor frecuencia *L. pneumophila* (96,3%) y el porcentaje restante (3,7%) se asocia a otras especies como *L. micdadei*, agente de la neumonía de Pittsburgh, *L. bozemanii*, *L. dumoffii*, *L. longbeachae* (García-Somoza et al., 2010).

De *L. pneumophila* se han descrito 16 serogrupos de los cuales el 1, 4 y 6 son causantes del 80-90% de las infecciones. En España, el 77% de las legionelosis están causadas por *L. pneumophila* serogrupo 1, el 15,5% por otros serogrupos de *L. pneumophila* y el 7,5% por especies de *Legionella no-pneumophila* (Romay-Lerna et al., 2018).

*Legionella* es un microorganismo ubicuo ambiental, distribuido por todo el mundo, que vive en todos los hábitats acuáticos naturales y antropogénicos y en los sedimentos de los cauces hídricos de forma simbiótica o parasitaria con amebas o protozoos ciliados, junto con otros microorganismos: bacterias (*Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Flavobacterium*, *Alcaligenes*) y algas (cianobacterias), dentro de biocapas o biofilms (Donlan, 2002).

Desde estos reservorios la bacteria puede colonizar diferentes instalaciones como son los sistemas de abastecimiento y distribución de agua, (cañerías, acumuladores e interiores de las torres de refrigeración), principalmente sistemas de ACS (duchas o grifos) donde

la bacteria sobrevive y se multiplica en biofilms adherida a las paredes de las conducciones y depósitos de agua, de los que extrae nutrientes (Rowbotham, 1980).

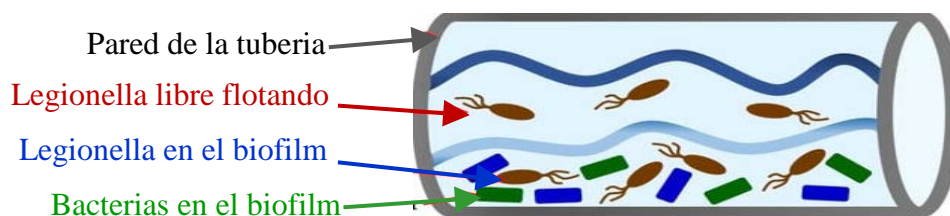
Los biofilms consisten en micro colonias de amebas y protozoos bien organizadas (Rozej et al., 2015) que junto con otros microorganismos (*Pseudomonas*), proteínas extracelulares, minerales (hierro, cobre) y otros compuestos, están envueltas en matrices poliméricas formando vacuolas que contienen entre 20-1000 bacterias y que podrían ser las partículas infecciosas para el hombre (Lau & Ashbolt, 2009).

En el biofilm de las instalaciones de agua se han identificado distintas amebas del género *Acanthamoebae* (*A. castellanii*, *A. polyphaga*, *A. hatchetti*) y varias especies de protozoos ciliados y flagelados de vida libre, como *Hartmannella vermiformis*, *Tetrahymena piriformis*, *Rosculus sp*, *Vahlkampfia sp*. etc, en las que *Legionella* es capaz de sobrevivir y transportarse (Donlan et al., 2005; García et al., 2013; Ashbolt, 2015).

*Legionella* tiene la capacidad de crecer y multiplicarse de forma intracelular y enquistarse frente a medios hostiles liberando vesículas; es capaz de resistir altas concentraciones de desinfectantes oxidantes, como el cloro, altas temperaturas, congelación y descongelación y tratamientos a base de ultrasonidos. La filtración es una buena opción para frenar su multiplicación (Dupuy et al., 2011; García et al., 2013; Chao & Lai, 2022).

Las interacciones entre *Legionella* y las amebas del biofilm constituyen el principal regulador de la población, proliferación y propagación de *L. pneumophila*. (Ji et al., 2018; Abu Khweek & Amer, 2018). Debido a ello, la presencia de biofilm en las tuberías (Figura 3.5) junto con la temperatura propicia del agua, inducen la proliferación y virulencia de *Legionella* hasta concentraciones en el agua infectantes para el ser humano, si tras su aerosolización, son inhaladas.

**Figura 3.5. Legionella en el biofilm en tuberías de agua.** Fuente: Adaptada de: [https://www.mdpi.com/2076-2607/10/2/255?type=check\\_update&version=1](https://www.mdpi.com/2076-2607/10/2/255?type=check_update&version=1)



*L. pneumophila* se replica dentro de amebas y protozoos del medio. Algunos cationes divalentes como hierro y calcio pueden favorecer la colonización del biofilm de *L.*

*pneumophila*, mientras que otros factores como la presencia de nanopartículas y de cobre pueden dificultarla (Linsky et al., 2020).

La existencia de otras bacterias, como *Pseudomonas*, puede ser un factor limitante del crecimiento de *Legionella* porque compiten por el mismo nicho ecológico (protozoos y amebas) que les sirve de protección (Abdel-Nour et al., 2013; Escoll et al., 2013).

*Legionella* penetra en las amebas por mecanismos específicos y no competitivos con el resto de bacterias del medio acuático, por ser capaz de secretar al citosol de la célula huésped casi 600 proteínas efectoras (proteasas y citotoxinas), entre las que destacan proteínas de membrana (MOMP: Major outer membran protein, MIP: Major infectivity potentiator y Hsp60: Heat shock protein), que junto con el flagelo, los pili tipo IV y lipopolisacáridos originaría vacuolas o vesículas de crecimiento que son el núcleo realmente infectante de transmisión de la legionelosis (Alleron et al., 2013).

Esta relación es primordial en la patogénesis y ecología de la bacteria porque la invasión y su multiplicación en amebas (Figura 3.6), puede ser considerada como una preadaptación a la invasión del sistema inmune humano (en macrófagos alveolares) incrementando su virulencia y siendo causante de los graves problemas de salud pública (Donlan et al., 2005; Escoll et al., 2017; Dey et al., 2020). La diferente capacidad de virulencia en amebas y macrófagos de las distintas cepas se correlacionan con su aparición en humanos.

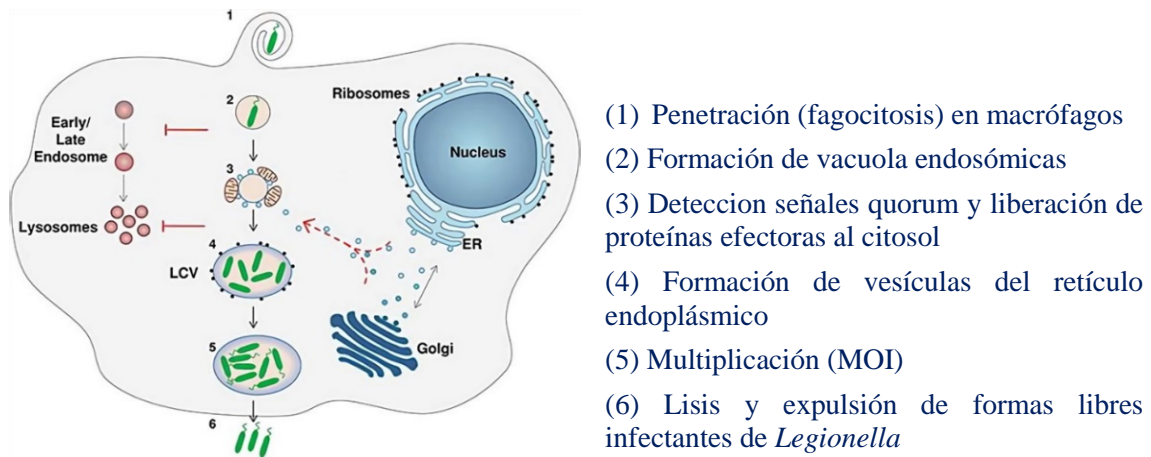
El crecimiento en amebas tiene lugar en dos fases diferenciadas según la ratio bacteria-ameba o MOI (multiplicity of infection). En la primera fase se produce la amplificación o crecimiento rápido en el interior (MOI baja) que contiene gran cantidad de bacterias viables y activas, y que actúa como un compartimento protector, ya que se asemeja al creado por el retículo endoplásmico del macrófago por lo que no es fagocitada.

En la segunda fase, se provoca la diseminación o colonización exterior de *Legionella* libre de otros nichos ecológicos (MOI alta), así con MOI > 10:30 se produce la lisis amebiana, liberando al medio, formas libres infectantes (Ferrer Simó, 2008; Oliva et al., 2018; Ngwaga et al., 2021).

Para su prevención es indispensable mantener la relación bacteria: ameba MOI baja, MOI < 10:1 siempre en conjunción con bajos niveles de biofilm y protozoos (Lau & Ashbolt, 2009; Zhan et al., 2017).

**Figura 3.6. Ciclo de crecimiento intracelular de *Legionella* en ameba**

Fuente: Franco et al. (2009)

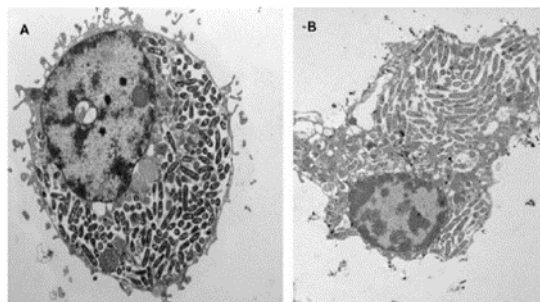


El ciclo en humanos es muy similar al de las amebas (Escoll et al., 2013). Al ser fagocitada *Legionella* por los macrófagos alveolares, se recrean etapas parecidas a las que se producen en el interior de las amebas, ya que poseen formas y tamaños similares, tal como se puede observar en las microfotografías a y b de la figura 3.7.

Por ello, dentro de estas células huésped *Legionella* sobrevive en nichos de replicación manipulando las vías de tráfico de proteínas secretando proteínas efectoras que modulan la biogénesis de sus fagosomas, e impiden su eliminación por los lisosomas celulares.

Un sistema de virulencia clave de *L. pneumophila*, que le permite invadir las células huésped, replicarse, evadir la endocitosis, inducir la apoptosis y salir de las células huésped es el sistema de secreción de tipo IV, que son proteínas involucradas en la unión al oxígeno, el almacenamiento de hierro, el transporte de la membrana y de ciertos sustratos Dot/Icm, características específicas de las cepas más patógenas relacionadas con enfermedades como la legionelosis (Zhan et al., 2015; Liu & Roy, 2021).

**Figura 3.7. Micrografía electrónica: (a) macrófago alveolar, (b) Ameba polyphaga infectadas por *L. pneumophila*.** Fuente: Molmeret et al. (2004)



### 3.3.2. Epidemiología

La legionelosis es una enfermedad de origen ambiental, de declaración obligatoria que se transmite al ser humano por inhalación de agua contaminada utilizada en sistemas y dispositivos de agua. A partir de ellos, las bacterias alcanzan los puntos terminales -grifos y duchas- en que se producen aerosoles, y se dispersan en el aire. En las gotitas de agua del aerosol, las bacterias pueden permanecer suspendidas y penetrar en las vías respiratorias, alcanzando los pulmones y ocasionando una enfermedad, de alta morbilidad y mortalidad, aunque potencialmente evitable en Europa (Fields et al., 2002; Burillo et al., 2017).

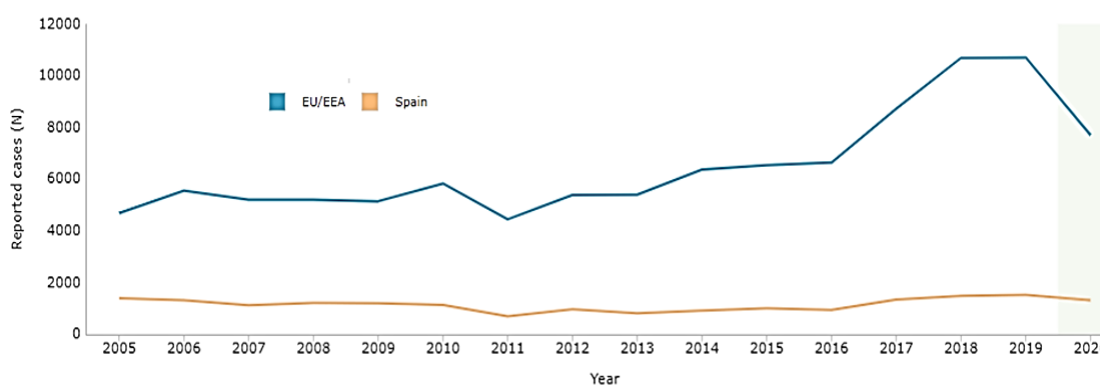
Sin embargo, a pesar de todas las medidas de prevención y control, dado su origen medioambiental, aún se está lejos de erradicarla (ECDC, 2017). Su distribución es mundial, con predominio en los países más desarrollados, por ser los que cuentan con un mayor número de grandes edificios dotados con complejos circuitos de suministro de agua y con sistemas de refrigeración como las torres, capaces de producir aerosoles y consecuentemente infecciones respiratorias por inhalación de gotículas en aire con una concentración suficiente de bacterias virulentas (ASHRAE, 2015; ESGLI, 2017).

En la figura 3.8 se reflejan los casos notificados en la UE y España, desde 2005 hasta 2020. En este último año, en Europa se han datado 8.372 casos de legionelosis, inferiores a las cifras de los 2 años anteriores que ascendieron hasta 11.390 notificaciones.

Los países con mayor número de notificaciones fueron Francia, Alemania, Italia y España representando el 72% de los casos europeos.

**Figura 3.8. Casos notificados de legionelosis UE/España 2005-2020**

Fuente: ECDC, 2021

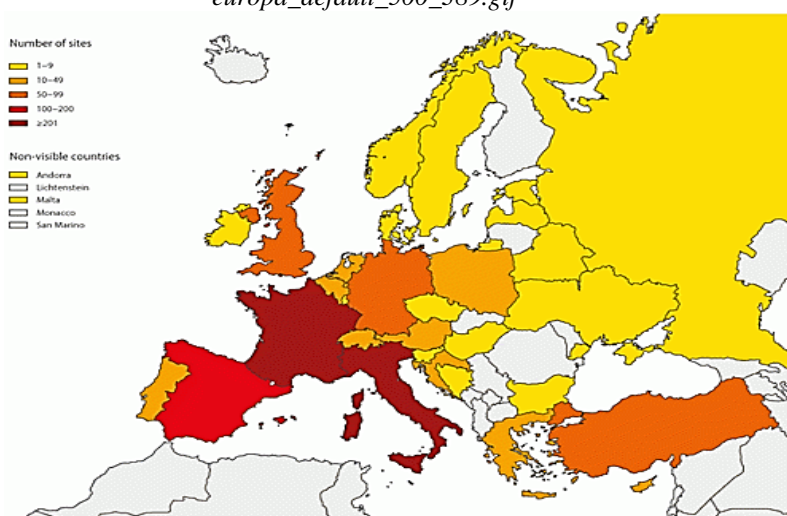


En España los casos registrados durante el año 2020 fueron 1365, lo cual pone de relieve la importancia relativa de esta enfermedad en nuestro país, cómo se puede apreciar en el mapa de distribución representado en la figura 3.9.

La tasa de incidencia en 2020 ha sido en torno al 13% menor que la registrada en 2019 (ECDC, 2021). Este descenso de los casos se podría relacionar tanto con la falta de movilidad, como con la reorientación del sistema de vigilancia durante la pandemia del virus COVID-19.

**Figura 3.9. Incidencia de legionelosis en Europa en 2020**

Fuente: [https://microservices.es/storage/1944/responsive-images/legionella-casos-europa\\_default\\_500\\_389.gif](https://microservices.es/storage/1944/responsive-images/legionella-casos-europa_default_500_389.gif)



Toda sospecha de brote es de declaración obligatoria urgente y se debe de investigar su fuente ambiental para adoptar las medidas correctoras oportunas.

En España los casos y brotes son vigilados por las comunidades autónomas (CCAA) y notificados desde el Instituto de Salud Carlos III al Centro Nacional de Epidemiología, a través de la Red Nacional de Vigilancia Epidemiológica (RENAVE). La Red recoge la información de todos los casos notificados y brotes estudiados en las CCAA (ISCIII, 2020).

En Madrid según los últimos datos de la CAM, el 95 % de los casos están causados por *Legionella pneumophila* y de ellos el 82 % de los casos están originados por el serogrupo 1. La presencia de otras especies de *Legionella* no patógenas en el agua es considerada como un riesgo potencial. Especies como *L. bozemanii*, *L. dumoffii*, *L. anisa*, etc. aparecen a menudo en instalaciones de suministro de agua y pueden ser causantes de brotes (Gómez Valero et al., 2014; Palazzolo et al., 2020; CAM, 2021a).

Las infecciones por *Legionella* son muy variadas, desde infecciones subclínicas sin síntomas que se detectan solo por la presencia de anticuerpos frente a *Legionella spp* y legionelosis que se refiere a dos síndromes clínicos, el más grave por infección pulmonar o enfermedad del Legionario, que se caracteriza por neumonía con fiebre alta de duración de 2 a 10 días y la forma no neumónica o gripal conocida como *fiebre de Pontiac*, que se manifiesta como un síndrome febril agudo autolimitado y de pronóstico leve (Vaqué-Rafarta & Martínez-Gómez, 2002; Yu et al., 2016; Brady & Sundareshan, 2022).

La probabilidad de que se produzca una de estas dos formas de infección dependerá de factores tales como la susceptibilidad del huésped (varón, fumador, inmuno deprimido, EPOC) y la incidencia aumenta con la edad en ambos sexos, el tamaño del inóculo, o las diferentes formas de transmisión (Gea Izquierdo, 2021).

### **3.3.3. *Legionella* en instalaciones de distribución de agua de consumo**

La *Legionella* se transmite por vía aérea a través de aerosoles procedentes de las instalaciones de distribución de agua de consumo humano en el interior de los edificios en condiciones específicas de temperatura.

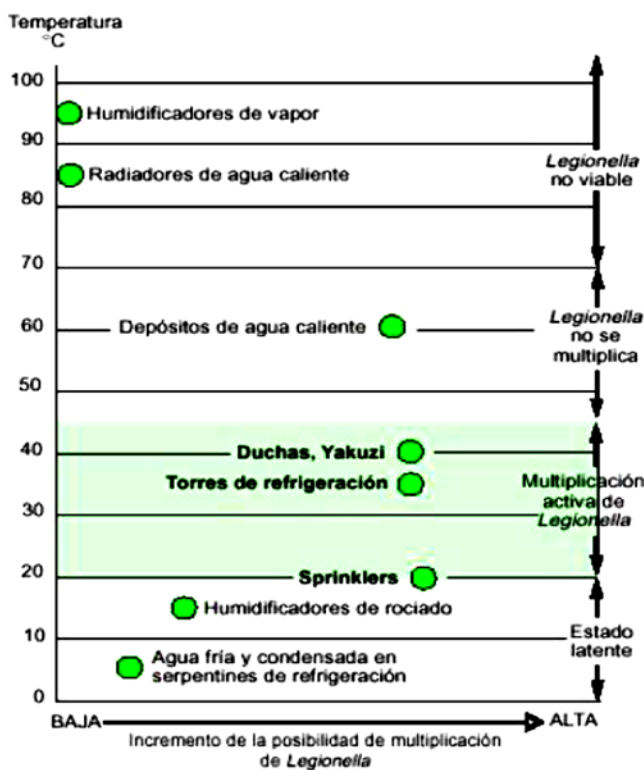
Las instalaciones clásicamente se han catalogado según la mayor o menor probabilidad de riesgo de proliferación y dispersión de *Legionella*. Entre las de mayor riesgo se incluyen las torres de refrigeración, los sistemas de ACS con acumulador y circuito de retorno, spas, piscinas, bañeras terapéuticas de hidromasaje y las centrales humidificadoras industriales (Rivera et al., 2007)

Dentro de las de menor riesgo se incluyen los sistemas de agua fría y acumulación de ACS sin retorno y otras instalaciones capaces de generar aerosoles como sistemas de riego por aspersión, fuentes ornamentales y equipos de terapia respiratoria (RD 865/2003).

En el nuevo RD 487/2022 no se considera dicha clasificación, ya que todas las instalaciones capaces de producir aerosoles durante su funcionamiento, pruebas de servicio o mantenimiento son consideradas equiparables como focos de riesgo para la salud de la población. En el Anexo I se cita una relación no exhaustiva de instalaciones y equipos donde se priorizan los sistemas de distribución de AFCH o ACS, porque son los que con mayor frecuencia se han identificado como fuentes de infección por *Legionella*, por delante de las torres y otras instalaciones al mismo nivel y sin clasificarlas en mayor o menor riesgo.

Las instalaciones deberán cumplir la normativa y aplicar las recomendaciones y especificaciones, ya que la colonización de una instalación por *L. pneumophila* puede persistir durante años a pesar de los repetidos tratamientos con desinfectantes (García et al., 2007; Richards et al., 2013)

En la figura 3.10 se puede observar la relación entre las temperaturas de diseño de diferentes equipos con respecto al estado de desarrollo de la bacteria y la probabilidad del riesgo de su multiplicación en ellos promovido por el estancamiento del agua, los bajos residuos de desinfectante, o la alta relación superficie-volumen en depósitos acumuladores, temperaturas de crecimiento adecuadas y biopelículas.



**Figura 3.10. Multiplicación de Legionella en distintas infraestructuras en función de la temperatura.** Fuente: INSHT, 1999 (NTP 538)

Según el esquema, los focos de contaminación más probables son: las torres de refrigeración, los cabezales de las duchas y los jacuzzi, o spas, seguido de los depósitos de ACS, dado que sus temperaturas habituales de trabajo coinciden con las de máxima multiplicación de la bacteria, los 20-40 °C. En el rango comprendido entre 0°C y 20 °C Legionella está latente, mientras que a partir de 55°C-60 °C no se multiplica y a temperatura > 60°C, ya no es viable.

### 3.3.4. Factores favorables a la proliferación de *Legionella* en las instalaciones

Los factores que afectan al crecimiento y proliferación de *Legionella* en sistemas de agua son:

**Temperatura:** *Legionella* crece en un rango entre 25 y 45 °C, su temperatura óptima de crecimiento es 35-39 °C, se inactiva a partir de los 55 °C y se erradica a partir de los 65-70 °C (Gómez-Valero et al., 2014). Según Bédar et al. (2015), mantener temperaturas suficientemente altas dentro de los sistemas de distribución de agua caliente suprime la capacidad de cultivo. El choque térmico puede ser efectivo para el control instantáneo de la *Legionella* y la reducción del número total de bacterias, pero una  $T^a > 50$  °C no es siempre suficiente para reducir la colonización por *Legionella* en ACS si la instalación está sucia, deteriorada o mal mantenida o si la frecuencia del uso del agua no es suficiente para su control a largo plazo.

En el AFCH la temperatura del agua  $>25$  °C incrementa el crecimiento de *Legionella* en el biofilm de las tuberías (Gavalda et al., 2019; Ji et al., 2018; Zhou et al., 2020; Rhoads et al., 2020; Papagianeli et al., 2021).

**Calidad fisicoquímica y microbiológica del agua:** La presencia de nutrientes, MON, incrustaciones, sólidos en suspensión, variaciones de pH, conductividad, turbidez y presencia de iones hierro, cobre, nitritos y de otras especies microbianas en la instalación (ej. *E. coli*, *enterococos*, *Pseudomona* o *Klebsiella*) son factores favorables para su crecimiento. *Legionella* puede permanecer viable pero no cultivable (Proctor et al., 2017; Abu Khweek & Amer, 2018; Pierre et al., 2019).

**Material en contacto con el agua.** El tipo de material usado, metal, plástico, o fibrocemento varían en su rugosidad y su posibilidad de corrosión en superficie que incentiva la formación de biofilm muy activo en tuberías de hierro (Figura 3.11) Se ha demostrado que el uso de cobre como material de tuberías ayuda a reducir el riesgo de legionelosis, mientras que los materiales plásticos son favorables al crecimiento de *L. pneumophila* (Buse et al., 2019; Song et al., 2021; Talapko et al., 2022).

**Figura 3.11. Elementos corroídos implicados en casos de legionelosis:** (a) Tubería de hierro (b) Acumuladores y (c) bombas de presión de ACS. Fuente: Madrid Salud.



**Diseño y configuración de las tuberías:** El diseño de la red de distribución y el tamaño del circuito de tuberías agua fría y ACS influyen en el crecimiento de *Legionella*. El agua potable en edificios con redes muy complejas y largas, circuitos sin purgadores, sin mallar y sin red de retorno son la fuente más importante de transmisión de *Legionella* (Cullom et al., 2020).

Las tuberías de mayor riesgo de provocar legionelosis son las de hierro, porque pueden proporcionar más cantidad de nutrientes a los organismos patógenos directa o indirectamente. Son capaces de formar incrustaciones con escamas de gran superficie adecuadas para la colonización de biopelículas conteniendo *Legionella* y exigiendo una alta demanda de desinfectante clorado (Martín et al., 2020).

Los biofilms que crecen en polietileno poseen una biomasa más baja, un menor contenido de proteínas y polisacáridos y una diversidad microbiana pobre en contraste con las biopelículas de acero y hierro dúctil (Cullom et al., 2020; Learbuch et al., 2021).

La antigüedad de la instalación no es un factor de riesgo determinante en sí. En cambio lo es, el mal estado y mantenimiento de la red de agua, especialmente en aquellas muy largas y sucias o con mantenimiento inadecuado, aún en instalaciones nuevas se deberán realizar pruebas periódicas de *Legionella*, junto a tratamientos de agua adecuados (Springston & Yocavitch, 2017).

**Estancamiento del agua y nivel de cloro libre:** El crecimiento de *Legionella* se ve afectado por la recirculación y por la posibilidad de estancamiento del agua. La existencia de zonas muertas en la instalación o con baja velocidad de circulación del agua, incluso a pesar de alcanzar altas temperaturas, hace que los puntos terminales que no se

usan diariamente estén muy colonizados por *Legionella*. En cuanto a la cloración, el cloro residual (1 mg/ l) podría inhibir la colonización de bacterias, en comparación al sistema sin cloración (Chang et al., 2009).

Encontrar juntas *L. pneumophila* y amebas en los sistemas de agua indicará un mayor riesgo para la salud en las áreas mas próximas al grifo, donde se observan menores concentraciones de cloro libre <0.5 mg/L y temperaturas < de 50°C (Cervero-Aragó et al., 2015). No obstante, *Legionella* tolera bien la acción del cloro y en ocasiones sobrevive al proceso de tratamiento del agua con cloro y ozono (Korol et al., 1995; Garcia et al., 2007; Huang et al., 2020b).

**Biofilm o biopelícula:** Las biocapas se comportan como reservorios abióticos – bióticos de *Legionella* en el agua y constituyen una estrategia de supervivencia de cepas virulentas determinante para causar la infección en el hombre (Taylor et al., 2009; Abdel-Nour et al., 2013; Van der Kooij et al., 2017).

Las incrustaciones de sales carbonatadas, fosfatos y depósitos cálcicos que le sirvan de soporte vital favorecen el crecimiento de la bacteria. Las incrustaciones calcáreas que se forman muchas veces en las instalaciones son muy ricas en oxígeno, lo que favorece la vida bacteriana y el aumento de concentración de biomasa o biofilm en los sistemas de distribución con agua potable mal clorada (Bargellini et al., 2011; Abu Khweek & Amer, 2018).

**Tamaño de partícula del aerosol:** Las gotas más pequeñas permanecen más tiempo suspendidas en el aire y sólo las de 1-8 µm de diámetro pueden penetrar en el sistema respiratorio humano inferior. Por lo tanto, duchas y grifos pueden estar implicados como un medio de transmisión de *L. pneumophila* del agua potable (Prussin et al., 2017; Lampl et al., 2020; Hayes-Phillips et al., 2019). La utilización de filtros en esos puntos podría evitarla (Parkinson et al., 2020).

### 3.3.5. Legislación

La regulación de medidas preventivas frente a *Legionella* por todas las administraciones sanitarias y laborales, es muy exhaustiva, con el fin de evitar nuevos brotes de neumonía comunitaria en edificaciones públicas, colegios, albergues y hoteles y legionelosis nosocomial en hospitales debido a su alta letalidad en personas inmunodeprimidas, de edad avanzada o vulnerables y por su gran impacto en la economía, en las zonas con más turismo asociadas a viajeros (Torrades, 2002; Pozuelo-Díaz, 2013).

El primer *brote de legionelosis* en nuestro país fue detectado en un hotel de Benidorm en 1973 entre los turistas alojados y en años posteriores en Almuñécar, Alcalá de Henares, Barcelona, Calpe, Pamplona, Murcia o Madrid (García-Fulgueiras et al., 2003; Castilla et al., 2008; Vanaclocha et al., 2012; Abad Sanz, 2014). Como consecuencia de estos episodios, dicha enfermedad pasa a considerarse un problema prioritario de salud pública, estimándose una enfermedad de declaración obligatoria en 1996 y ya en 2001, se publicaron recomendaciones normativas de control y prevención de legionelosis por las CCAA y a nivel industrial. En estos últimos años de COVID- 19, el riesgo de neumonías por *Legionella* sin acreditar es muy alto (Palazzolo et al., 2020; Paduano et al., 2020).

La legislación nacional sanitaria se rige actualmente por el RD 865/2003, que recomienda su ausencia como requisito en el agua de consumo y en caso de su detección se dictarán las medidas cautelares para prevenir o minimizar el riesgo y corregir defectos estructurales, de mal funcionamiento o mantenimiento de las instalaciones por parte del titular responsable del establecimiento, así como la clausura temporal o definitiva de la instalación (UNE-EN 15975-2: 2014; UNE 100030-2017).

A nivel comunitario la legislación se recoge en la Directiva 2020/2184 orienta sobre las medidas preventivas generales y específicas eficaces en la prevención de *Legionella* de las instalaciones de agua basadas fundamentalmente en una frecuente limpieza y desinfección, mantenimiento de temperaturas de consigna o dosificación adecuada de cloro. Coulon et al. (2010) concluyen que la aplicación de  $T^a > 65^{\circ}\text{C}$  es un método eficaz para su eliminación y en nuestras edificaciones e instalaciones interiores de agua se ha constatado.

Otros autores, han utilizado la filtración (Jin et al., 2021) y también se han recomendado otros sistemas tales como la ozonización, la radiación UV o incluso hay investigaciones que citan el tratamiento de ionización Cu-Ag, combinado con un dispositivo de dióxido de cloro (Casari et al., 2007) o la aplicación de peróxido de hidrógeno (Casini et al., 2017).





Clásico grifo de bronce en fuente para beber

Fuente: <https://cdn.create.vista.com/api/media/small/227057040/stock-photo-two-old-public-taps-istanbul>

## **CAPÍTULO 4**

### **OBJETIVOS Y PLAN DE TRABAJO**

---



## **4.1. OBJETIVOS**

De acuerdo con lo expuesto en los capítulos anteriores, el control de la calidad del agua para consumo humano y la vigilancia de los procesos de tratamiento resultan esenciales para conseguir la inocuidad y aceptabilidad de los sistemas de abastecimiento y salvaguardar la salud de la población. Consecuentemente, el suministro de agua de consumo especialmente de grifo, debe ser de buena calidad, sin riesgos para la salud, fácilmente accesible y en la cantidad requerida para todos sus usos y servicios.

En este contexto, se ha considerado necesario y de claro interés, un estudio exhaustivo de aquellos parámetros más relevantes que afectan a la calidad del agua de abastecimiento de Madrid con los objetivos que se relacionan a continuación.

### **4.1.1. Objetivo general**

El presente trabajo tiene como objetivo general:

Evaluar la calidad y seguridad del agua de consumo público de la red de abastecimiento de Madrid mediante un estudio retrospectivo de la vigilancia y control de contaminantes de especial relevancia en agua de grifo durante un largo periodo de tiempo e identificar estrategias para minimizar su presencia en las aguas de consumo de Madrid.

Este objetivo general se concreta en los estudios de tres contaminantes con gran impacto en la salud humana: Plomo, THMs y *Legionella* en el agua de abastecimiento de Madrid.

### **4.1.2. Objetivos específicos**

Los objetivos específicos para el estudio de estos contaminantes son los siguientes:

- Revisar el marco regulatorio de la calidad de las aguas de consumo público.
- Analizar la evolución de la presencia de plomo, THMs y *Legionella* en el agua de Madrid y el grado de cumplimiento legal.
- Valorar los factores de incidencia relacionados con el año de muestreo, la localización de las muestras en los diferentes distritos, el tipo de inmuebles y otras variables que puedan afectar a la presencia de estos contaminantes.
- Evaluar los riesgos de los distintos contaminantes para la población más vulnerable.
- Identificar las estrategias de prevención y mejora de la calidad del agua de abastecimiento de Madrid.

## **4.2. PLAN DE TRABAJO**

Para dar cumplimiento a los objetivos señalados en el apartado 4.1 se ha trazado un plan de trabajo que abarca los siguientes puntos:

### **4.2.1 Estudio del plomo en agua de abastecimiento de Madrid**

Tras llevar a cabo el control de los niveles de plomo en agua de consumo de Madrid durante un periodo de 12 años entre 2007 y 2018, se han recopilado los datos correspondientes a las concentraciones de este elemento en un total de 2308 muestras tomadas para control en grifo en los 21 distritos de la ciudad y en distintos tipos de inmuebles.

Se ha revisado la normativa para valorar la evolución de niveles de este metal pesado a lo largo del tiempo y el grado de cumplimiento con respecto a la legislación vigente, teniendo en cuenta además el cambio legislativo que supuso la reducción del nivel máximo permisible de 25 µg/l a 10 µg/l aplicable desde enero de 2014.

Se ha establecido la comparativa con los niveles detectados a nivel nacional e internacional. En este estudio se han valorado además factores de influencia como son las diferentes zonas y los distintos tipos de edificios muestreados.

Se ha procedido posteriormente a la estimación de la exposición al plomo a partir del agua de consumo y a la evaluación de riesgo en la población más vulnerable: lactantes y niños considerando como punto final crítico la pérdida de IQ.

Finalmente se han considerado las estrategias para minimizar su presencia en el agua por la toxicidad de este elemento y consecuentemente por los problemas que esto puede suponer en el ámbito de la salud pública. Este plan de trabajo se representa en la figura 4.1.

**Figura 4.1. Plan de trabajo: Plomo en agua de Madrid**



#### **4.2.2. Estudio de Trihalometanos en agua de abastecimiento de Madrid**

Se ha realizado el análisis y control de subproductos de cloración: THMs totales y las especies más representativas que disponen de VP en la legislación vigente: TCM, BDCM, CDBM y TBM en muestras de agua de consumo durante un periodo de 6 años desde el año 2015 al 2020. Se ha estudiado la evolución y el grado de cumplimiento con la reglamentación vigente y la distinta incidencia en función del año, estacionalidad, distrito y tipo de toma de muestra, estableciendo una comparativa con los ensayos realizados por otros autores en distintos países. También se ha procedido a la evaluación de riesgos de la población por el potencial cancerígeno de algunos de estos compuestos y se han considerado medidas preventivas y estrategias para minimizar la presencia de subproductos de cloración en el agua de consumo de Madrid. Este plan de trabajo se representa en la figura 4.2.

**Figura 4.2. Plan de trabajo: Trihalometanos en agua de Madrid**



#### 4.2.3. Estudio de *Legionella* en agua de abastecimiento de Madrid

Se ha llevado a cabo el control de *Legionella* en los sistemas de distribución de aguas de consumo, fundamentalmente en ACS por su mayor repercusión y en menor medida en AFCH. En una primera etapa se ha revisado la normativa actual y se han recopilado y analizado los resultados correspondientes a la presencia de *Legionella* en 1727 muestras de agua tomadas durante un periodo de 14 años (2007-2020) en distintos tipos de edificios con instalaciones de riesgo de los distritos de Madrid con el fin de valorar la evolución de casos a lo largo del tiempo para el control, prevención, y mantenimiento de sistemas y de la red de distribución de agua de consumo, como principal reservorio de *Legionella*. Paralelamente se ha establecido una comparativa con datos procedentes de revisión bibliográfica de estudios nacionales o internacionales.

Se ha determinado la influencia de factores de virulencia que pueden condicionar la presencia de este microorganismo, como distintos parámetros físico-químicos y microbiológicos del agua y biocidas utilizados en el tratamiento del agua.

Se ha realizado un análisis predictivo a través de variables que pueden predecir el riesgo de presencia de este microorganismo en sistemas de ACS. Además se ha llevado a cabo

una evaluación de riesgos de los centros polideportivos, dada su mayor problemática en relación con la colonización por *Legionella* en sus instalaciones.

Finalmente se han planteado estrategias a adoptar para minimizar el riesgo de legionelosis en la Ciudad de Madrid. Este plan de trabajo se representa en la figura 4.3.

**Figura 4.3. Plan de trabajo: *Legionella* en agua de Madrid**







Grifo de plomo en Madrid

Fuente: [https://madridsalud.es/wp-content/uploads/2016/05/aguas\\_grifo.jpg](https://madridsalud.es/wp-content/uploads/2016/05/aguas_grifo.jpg)

## **CAPÍTULO 5**

### **ESTUDIO DEL PLOMO EN EL AGUA DE MADRID**

---



## 5.1. MUESTREO

### 5.1.1. Localización de las muestras

Se han realizado muestreos prospectivos de agua de consumo público de Madrid en campañas específicas entre los años 2007 a 2018, para el análisis de plomo en un total de 2308 muestras de agua. Las campañas anuales, se realizaron incidiendo en infraestructuras que por su antigüedad pudieran contener plomo, en los 21 distritos de la ciudad de Madrid que, además, agrupan un total de 131 barrios administrativos especialmente atendiendo a edificios de la almendra central (Centro, Arganzuela, Retiro, Salamanca, Chamartín, Tetuán y Chamberí) y distritos adyacentes (Figura 5.1).

**Figura 5.1. Localización de las muestras de agua de abastecimiento en los 21 distritos de Madrid.** Fuente Madrid Salud.



### 5.1.2. Toma de muestras

La toma de muestras se llevó a cabo en edificaciones de interés para la salud pública como centros educativos (colegios y guarderías), centros de mayores y de día, centros de acogida, albergues, hoteles, hospitales, empresas y centros de restauración y alimentación (bares, comedores escolares, cafeterías y restaurantes, pastelerías, confiterías, obradores y tiendas de alimentación) y en edificaciones privadas, priorizando los edificios anteriores a 1980, y eligiendo las zonas más distales y los pisos más altos, al objeto de encontrar los puntos más perjudicados por las condiciones de la red interior.

Las muestras de agua de grifo fueron recogidas según la norma europea y el Manual para el autocontrol y gestión de abastecimientos de agua de consumo público de la CAM (Avelló de Miguel, 2006). La recogida de muestras se realizó en envases de 1000 ml de polietileno, limpios y enjuagados con agua destilada para evitar interferencias, con cierre

hermético y de fácil apertura. Para la toma se retiraron los adaptadores del grifo. El grifo para muestrear estuvo sin usar al menos 6 h (toda la noche) y sin esterilizar. Se identificó, precintó y se anotó en acta tanto la procedencia del agua como el punto exacto de muestreo.

Las muestras para análisis de control en grifo del plomo en agua correspondieron a la primera apertura de grifo en el día. Se trasladaron para su análisis el mismo día de la recogida en las condiciones requeridas conforme a norma (UNE-ISO 5667-5:2021).

La frecuencia de muestreo se establece en  $6+2/5000$  habitantes o fracción y se calcula con el censo del año de la población (RD 140/2003; RD 902/2018). En el presente estudio el muestreo real superó la frecuencia estimada según la legislación vigente.

Las muestras de agua fueron recogidas en el trabajo de campo realizado en cada momento a lo largo de los años, y posteriormente para llevar a cabo el presente estudio fue indispensable hacer una recopilación, extrayendo todos los datos de plomo necesarios de las actas de toma de muestras y de los boletines de análisis de resultados.

## **5.2. METODOLOGÍA**

### **5.2.1. Metodología analítica para cuantificación del plomo**

La determinación del plomo total se ha realizado en el Laboratorio de Salud Pública de Madrid acreditado por ENAC (nº 215 / LE 406 y nº 215 / LE 1915) por el método de espectrofotometría de absorción atómica electrotrémica (ET-AAS).

El procedimiento de análisis se realiza de acuerdo con el RD 902/2018, que modifica algunos aspectos del RD 140/2003 y adopta específicamente criterios en los métodos de control y análisis al introducir los conceptos de límite de cuantificación (LOQ) e incertidumbre en las medidas del plomo, sin modificar el VP existente para dicho metal.

#### **5.2.1.1. Preparación de las muestras para análisis**

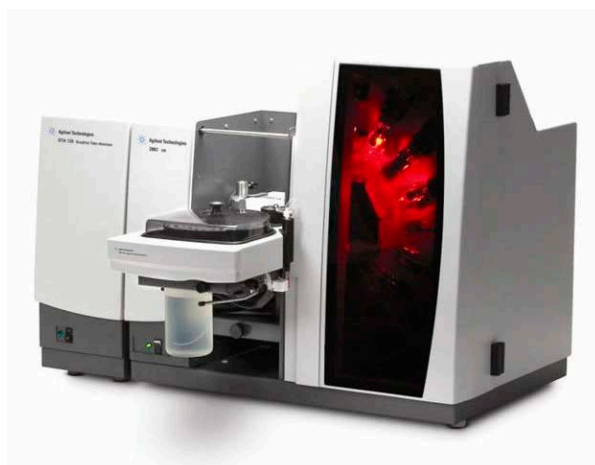
Una vez recibidas las muestras de agua en el laboratorio se toma una alícuota de 50 ml que se acidifica con 100 µl de ácido nítrico concentrado (Scharlau) de manera que la concentración resultante en las muestras sea de 0,029 M (pH<2). Se utiliza como modificador de matriz  $(\text{NH}_4)\text{H}_2\text{PO}_4$  al 10% (p/v) y se miden directamente por ET-AAS.

La técnica se calibra introduciendo concentraciones conocidas de los átomos del analito en el paso de luz y representando la absorción frente a la curva de concentración. Las curvas de calibración se preparan a partir de distintas diluciones de un patrón comercial de plomo de 1000 mg/l (LGC) dentro de un intervalo de linealidad comprendido entre 5-100 µg/ml. Además, se utiliza como control interno un patrón multielemental (LGC) con concentraciones certificadas de 100 µg/ml y se incorpora un blanco con agua desionizada y los mismos reactivos utilizados para las muestras.

#### **5.2.1.2. Condiciones del equipo y del programador de la cámara de grafito.**

La determinación del plomo se ha llevado a cabo por espectrofotometría de absorción atómica electro térmica (ET-AAS) con cámara de grafito (Varian 280Z, Palo Alto, CA, USA) a longitudes de onda de absorción máxima para el plomo de 283,3 nm con corrector de fondo Zeeman (Figura 5.2).

**Figura 5.2. Espectrómetro de absorción atómica Varian 280Z**



La determinación de Pb en aguas requiere una atomización electro térmica mediante horno de grafito que proporciona una elevada sensibilidad y requiere escasa cantidad de muestra. La técnica de espectroscopia de absorción atómica (ET-AAS) se basa en el hecho de que un elemento atomizado absorberá la luz de una longitud de onda característica, elevándola de un estado base a un estado excitado. La cantidad de energía lumínica absorbida es proporcional al número de átomos del analito en el paso de luz. Para ello se necesita una lámpara de cátodo hueco, el atomizador, el monocromador y un detector.

La muestra se inyecta en un tubo de grafito y se calienta electro térmicamente en diferentes etapas para atomizar el analito. Desde que la muestra es depositada en el tubo de grafito hasta que se obtiene la medida de la absorbancia, la muestra es sometida a un

tratamiento térmico programado que comprende varias etapas: secado del disolvente, mineralización, atomización y lectura, limpieza y enfriamiento. Los parámetros seleccionados de temperatura y tiempo de las muestras en la cámara de grafito se reflejan en la tabla 5.1.

**Tabla 5.1. Temperaturas, tiempos y flujo en la cámara de grafito**

<b>Etapas Pb</b>	<b>T<sup>a</sup> (°C)</b>	<b>Tiempo (seg)</b>	<b>Flujo (l/min)</b>
1	85	5	0,3
2	95	40	0,3
3	120	10	0,3
4	450	5	0,3
5	450	5	0,3
6	450	2	0,0
7	2150	0,9	0,0
8	2150	2	0,0
9	2300	2	0,3

### **5.2.1.3. Cuantificación del plomo**

La atomización de las muestras de agua dentro del tubo de grafito pirolizado mide la energía absorbida durante el proceso que es proporcional a la concentración de plomo. Las ecuaciones de las rectas de regresión obtenidas a partir de las diluciones patrón comprendidas en el rango entre 2,0 - 100 µg/l tuvieron un coeficiente de correlación  $r^2 > 0,998$ . Los demás criterios de validación estuvieron acordes con lo indicado en la normativa: el límite de detección (LOD) fue de 0,6 µg/l y el LOQ de 2 µg/l. La exactitud proporcionó recuperaciones entre 96 y 102% y la precisión fue menor del 5%.

### **5.2.2. Evaluación de riesgos**

#### **5.2.2.1. Estimación de la exposición al plomo en agua a partir del muestreo regulatorio**

La evaluación de la exposición en este estudio se realizó sobre la base de un enfoque determinista. El riesgo de exposición se ha estimado considerando la población más vulnerable: lactantes (0-12 meses), niños de corta edad (>12-36 meses) y niños pequeños (5 años).

Se han tenido en cuenta los niveles de plomo en el agua medidos después de una noche de estancamiento (6 h mínimo). Por tanto, estamos considerando el peor escenario y

sobrestimando el riesgo, pero al mismo tiempo, la evaluación obtenida de este primer muestreo puede considerarse como una fórmula protectora para el consumidor.

La estimación de la exposición alimentaria al plomo a través del consumo de agua del grifo para la población de Madrid requiere el conocimiento de la ingesta de agua y de la concentración de plomo en el agua del grifo.

Para el cálculo de la primera variable: consumo de agua, se han consultado los valores de referencia de la EFSA relacionados con la población europea (EFSA, 2010a), así como los datos experimentales de consumo de agua estimados por las encuestas de ENALIA relacionadas con la población española (AECOSAN, 2016)

Los valores de referencia para la ingesta total de agua establecidos por la EFSA incluyen el agua de bebida de todo tipo, incluida el agua potable y mineral, y la humedad de los alimentos. El dictamen científico sobre valores dietéticos de referencia para el agua refiere que las ingestas adecuadas para los lactantes en la primera mitad del primer año de vida (0-6 meses) se estiman en 100-190 ml/kg/día, equivalente a una ingesta total promedio de agua de 680 ml/día.

Para los bebés de 6 a 12 meses de edad, se considera adecuada una ingesta total de agua de 800 a 1000 ml/día. Para la evaluación de la exposición de los niños, asumiendo que el 70-80% de los líquidos en la dieta proviene de bebidas (20-30% de alimentos), las recomendaciones de la EFSA equivaldrían a 1,1-1,3 l/día para niños de 4 a 8 años.

Las encuestas de ENALIA han estimado la ingesta media (P50) y máxima real (P95) de agua potable de la población española. En concreto, consideran tres grupos de edad para la población infantil, y evalúan un aporte medio de agua de 103,98 ml y un máximo de 297,12 ml para bebés de 6 a 11 meses; entre 240 ml y 600 ml para niños pequeños de 12 a 35 meses y entre 484 y 1000 ml para niños de 3 a 9 años (AECOSAN, 2016).

Los datos correspondientes al peso medio de la población infantil española se obtuvieron de la publicación de Carrascosa et al. (2008). Estos datos fueron los siguientes: 6,2 kg para bebés de 3 meses, 10,3 kg para niños pequeños de 12 meses y 19,2 kg para niños de 5 años.

Para la evaluación de la exposición de los lactantes menores de seis meses, se seleccionó la edad de tres meses, equivalente a un peso de unos 6,2 kg, con un consumo medio diario (P50) de unos 680 ml, y un consumo para altos consumidores (P95) de 1000 ml, de leche

materna y/o fórmula infantil. Los bebés alimentados exclusivamente con leche materna no necesitan agua adicional.

La fórmula para bebés preparada con agua del grifo puede tener un mayor riesgo de exposición al plomo para los lactantes debido al gran volumen de agua ingerido en relación con el peso corporal. En esta estimación de riesgo, se ha tenido en cuenta el supuesto de bebés alimentados con fórmula infantil.

La exposición dietética se calculó multiplicando la concentración de plomo en el agua por el consumo de ese alimento. La ingesta también se estimó de acuerdo con el peso corporal medio respectivo. Se utilizó la siguiente ecuación para calcular la exposición dietética:

$$DE = (C \times ID) / P$$

donde DE es la dosis de exposición ( $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}$ ), C es la concentración de plomo encontrada en el agua del grifo ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ), ID corresponde a la tasa de ingesta diaria promedio de agua ( $\text{l}/\text{día}$ ) y P es el peso corporal ( $\text{kg}$ ).

#### **5.2.2.2. Caracterización de riesgo**

Se calculó el margen de exposición (MOE) para el efecto de neurotoxicidad en el desarrollo y la pérdida promedio de IQ, como punto final del efecto crítico. El MOE se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$\text{MOE} = \text{BMDL}_{01} / \text{DE}$$

Donde la dosis Benchmark  $\text{BMDL}_{01}$  asumida para el riesgo de neurotoxicidad en el desarrollo es  $0,5 \mu\text{g}/\text{l}$  concordante con niveles de plomo en sangre de  $12 \mu\text{g}/\text{dl}$  (EFSA, 2010b) y DE es la dosis de exposición ( $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}$ ). Un  $\text{MOE} > 1$  implica un nivel de riesgo significativo.

La pérdida promedio de inteligencia asociada con diferentes concentraciones de plomo en el agua potable se puede calcular utilizando la siguiente ecuación:

$$\text{Pérdida de IQ} = \text{DE} \times \text{factor de pendiente}$$

Se ha tenido en cuenta un factor de pendiente de  $2500 \text{ (mg}/\text{kg}/\text{día})$  obtenido por la relación entre la respuesta Benchmark y la dosis externa de  $0,0004 \text{ mg}/\text{kg}/\text{día}$  (Health Canadá, 2019).

La pérdida promedio de 1 punto de IQ, o un cambio aproximado del 1% en el funcionamiento intelectual humano, se asocia con importantes implicaciones para la salud pública.

### **5.3. TRATAMIENTO ESTADÍSTICO**

En primer lugar, se ha llevado a cabo un análisis descriptivo general y posteriormente se aplicó el análisis estadístico no paramétrico Kruskal-Wallis y se observaron las diferencias entre años, distritos y tipos de edificación ( $p < 0,05$ ).

Para la comparación de variables categóricas se aplicó la prueba de Chi-cuadrado, que permitió estimar las diferencias significativas entre estos grupos. El programa utilizado fue SAS 9.4.

### **5.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

Las variables que se han considerado en el estudio de los niveles de plomo en el agua del suministro público de la ciudad de Madrid incluyen año, ubicación y tipo de edificio muestreado. La variable año es fundamental debido a la implementación del RD 140/2003 que redujo el límite de plomo aceptable de 25  $\mu\text{g/l}$  vigente hasta finales de 2013 a 10  $\mu\text{g/l}$  desde principios de 2014.

Se han determinado tanto el porcentaje de muestras no conformes, como el rango de valores encontrados en estas muestras, con el fin de evaluar el riesgo potencial de exposición al plomo para la población infantil de Madrid.

#### **5.4.1. Concentración de plomo durante el período de estudio**

La tabla 5.2 refleja los rangos de concentración encontrados en la totalidad de las muestras de agua de grifo ( $n=2308$ ) de este estudio, que abarca de 2007 a 2018.

La mayoría de las muestras (93,7%) presentaron valores inferiores a 10  $\mu\text{g/l}$  de plomo, siendo el rango de 2 a 5  $\mu\text{g/l}$  el más representativo (63,1%), seguido de valores inferiores al LOQ (27,7%).

**Tabla 5.2. Distribución de los niveles de plomo en muestras de agua de grifo de la población de Madrid (2007-2018)**

<b>Pb (µg/l)</b>	<b>N</b>	<b>%</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>Media</b>
<b>≤ LOQ</b>	640	27,72	0	2,0	1
<b>2,01-5</b>	1457	63,13	2,01	5,0	3,7
<b>5,01-10</b>	66	2,86	5,01	10,0	6,3
<b>10,01-25</b>	75	3,25	10,01	24,5	17
<b>25,01-100</b>	44	1,91	27	97	62
<b>100,01-500</b>	26	1,13	100,1	431	256

LOQ: límite de cuantificación (2 µg/l)

Hubo un menor porcentaje de casos (6,3%) que excedieron los 10 µg/l, dentro de los cuales un 3,3% se situó en el rango de 10 a 25 µg/l, un 1,91% entre 25 y 100 µg/l y los niveles más altos (100-500 µg/l), correspondientes a casos problemáticos que requirieron acciones correctoras drásticas, supusieron un 1% del total.

Se ha realizado una comparación con los datos de plomo en agua de grifo reseñados en la bibliografía en diferentes ciudades de países de nuestro entorno, encontrando una gran variabilidad en los resultados. En nuestro país, Zaldúa et al. (2010) en su estudio llevado a cabo en las ZA de Euskadi (España) durante el periodo 2006–2008 detectaron que un 1,8% de las muestras superaban el valor de referencia de plomo (10 µg/l).

Dentro de los estados miembros de la UE, en Bélgica, en la ciudad de Bruselas, tras la intervención realizada entre los años 2004 y 2008 para llevar a cabo un reemplazo parcial de tuberías de plomo, se detectó un porcentaje particularmente alto de muestras (7,3%) en un rango entre 10-25 µg/l de plomo, debido a la falta de sustitución total de las tuberías de plomo en el interior de los inmuebles por la compañía de agua (Hayes et al., 2010).

El incumplimiento del estándar de plomo cuando disminuyó de 25 µg/l a 10 µg/l es significativo en algunas partes de la UE. En Inglaterra y Gales se requirió el control de la plomería para lograr al menos un cumplimiento del 98% acorde con el estándar de la UE para el plomo de 10 µg/l (Hayes & Skubala, 2009). Jarvis et al. (2018) en un estudio llevado a cabo en agua de grifo procedente de sistemas de cañerías con plomo en hogares de dos áreas de Inglaterra encontraron que alrededor del 7 al 10% de las muestras excedían el valor legal para este metal.

En Italia se observó un mayor cumplimiento de los niveles de plomo, ya que el muestreo se realizó tras dejar correr el agua durante unos minutos. Tal es el caso de los datos reportados por Dinelli et al. (2012) en un ensayo con un gran número de muestras de agua

del grifo (n=157) en diferentes ciudades italianas, donde los niveles promedio fueron de 0,08 µg/l, el percentil 95 se situó en 1,8 µg/l y tan solo se detectaron algunos valores máximos de 20 µg/l debido a la presencia de anomalías relacionadas con la interacción del agua con el sistema de cañerías.

Le Bot et al. (2016) midieron el plomo en el agua del grifo durante los años 2008–2009 en un número representativo de hogares en Francia (n=484) y encontraron un valor promedio de 1 µg/l y tan solo el 0,5% de las muestras excedió el nivel legalmente permitido.

En estudios llevados a cabo en otros países destacamos, Estados Unidos, dónde se ha prestado mucha atención a la casuística de plomo en agua de consumo, particularmente después del descubrimiento de agua contaminada con este metal en Flint (2014–2016), puesto que en los distritos más contaminados, se detectó que el 25% de las viviendas alcanzaban concentraciones de plomo en agua superiores a 15 µg/l (Hanna-Attisha et al., 2016; Lytle et al., 2019).

En Canadá, Riblet et al. (2019) al evaluar el plomo en el agua del grifo, encontraron que aproximadamente el 63% de las muestras recogidas tras el estancamiento excedía los 10 µg/l en edificios con tuberías de plomo. Deshommès et al. (2016) en el estudio llevado a cabo en edificios grandes (guarderías y escuelas) en cuatro provincias canadienses encontraron un 11% de muestras de agua de primera apertura de grifo con valores superiores a 10 µg/l.

Dentro de la región asiática, en Malasia, Lim et al. (2012) en muestras de agua del grifo tomadas tras estancamiento, determinaron valores entre 0,1 µg/l y 56,5 µg/l de plomo, pero solo el 2% de las muestras superaron el valor umbral. En 2015 en Hong Kong, se descubrió que el agua del grifo contenía altos niveles de plomo debido al uso de soldaduras de este elemento (Development Bureau, 2015). Chang & Lin (2019) señalaron que un 10,3% de las muestras de agua del grifo recogidas en un campus universitario de Taiwán, excedían los 10 µg/l.

En un estudio reciente en África se recogieron muestras de 261 sistemas de agua comunitarios (bombas manuales y grifos públicos) en zonas rurales de Ghana, Malí y Níger. El nivel de plomo superó los valores de referencia de la OMS en el 9% de los casos. En el 82% de los sistemas probados, los componentes de latón resultaron ser los

más problemáticos, con un 72% que excedían los límites y aumentaban hasta 3,8 veces las concentraciones esperadas de plomo en muestras de agua potable (Fisher et al., 2021).

Cabe reflexionar que aunque los niveles de plomo en agua tanto en el presente estudio, como en gran parte de la bibliografía comparada, se midan tras un estancamiento de al menos 6 h, y por tanto los datos obtenidos reflejen el nivel más alto que se puede encontrar en el agua del grifo; en muchos hogares este escenario puede suceder dos veces al día: por la mañana tras el reposo nocturno y por la tarde tras el horario de trabajo o escolar, con el consiguiente aumento del riesgo.

#### 5.4.2. Análisis del grado de cumplimiento según años de muestreo y legislación vigente

El número de muestras por año osciló entre 75 y 375 con un total de 2308 muestras (Tabla 5.3). Se realizó un número mayor de inspecciones entre 2007 y 2010, fluctuando el número de muestras entre 263 y 375, y posteriormente disminuyó en los años siguientes (2011–2018) a un número entre 75 y 197 muestras.

El grado de conformidad (Tabla 5.3) se evaluó considerando dos periodos de tiempo: 2007–2013 y 2014–2018, según los diferentes límites paramétricos legales: 25 µg/l y 10 µg/l respectivamente especificados anteriormente en el apartado 3.1.5.

**Tabla 5.3. Grado de conformidad de los niveles de plomo en agua de grifo de Madrid**

Año	Muestras totales	Muestras conformes		Incumplimientos	
		< LOQ	LOQ < PV	> PV	%
<b>2007</b>	375	368	7	2	0,53
<b>2008</b>	349	340	7	2	0,57
<b>2009</b>	263	235	15	10	3,80
<b>2010</b>	305	251	37	17	5,57
<b>2011</b>	192	87	1	9	4,69
<b>2012</b>	100	75	22	3	3,00
<b>2013</b>	75	47	22	6	8,00
<b>2014</b>	114	80	25	11	9,65
<b>2015</b>	197	157	26	14	7,11
<b>2016</b>	105	75	24	8	7,62
<b>2017</b>	114	94	8	4	3,51
<b>2018</b>	119	98	23	3	2,52
<b>Total</b>	2308	1907	217	89	3,86

En relación a las muestras conformes se distinguió entre aquellas en las que no se cuantificó el plomo por estar en nivel inferior al LOQ y las que produjeron valores cuantificables, pero siempre inferiores al VP. Con respecto a los incumplimientos se especifican las muestras en número absoluto y porcentaje. A lo largo de todo el estudio, 89 muestras presentaron valores que superaron los niveles establecidos en la legislación en el momento del muestreo, lo que representa el 3,86% del total analizado.

El primer período (2007–2013) presenta una mayor variación en los casos de incumplimiento, con un 0,53% en 2007 y un 8% en 2013. El bajo porcentaje de incumplimiento observado en los dos primeros años (2007–2008) podría explicarse por corresponder a un muestreo aleatorio, no prospectivo.

El porcentaje de incumplimiento de los niveles de plomo en el agua potable en 2012 fue menor que en los tres años anteriores, lo que podría estar relacionado con el cambio de los materiales constituyentes de las tuberías, de acuerdo con las recomendaciones sobre la sustitución de aquellas de plomo en las redes de distribución e instalaciones interiores de los edificios públicos antes del 1 de enero de 2012, para asegurar que no se liberen al agua sustancias contaminantes y supongan un riesgo para la salud de la población (RD 140/2003).

En el segundo período (2014–2018), los porcentajes de incumplimiento fueron significativamente superiores ( $p < 0,001$ ) en los tres primeros años (2014–2016) en comparación con los dos últimos (2017–2018).

La reducción legal del límite máximo de 25  $\mu\text{g/l}$  a 10  $\mu\text{g/l}$  aplicable desde el 1 de enero de 2014 podría explicar el mayor número de casos inadmisibles en estos años, que si habrían cumplido en años anteriores, por lo que no demuestran disminución de la calidad del agua, sino una influencia de la entrada en vigor del nuevo VP legal después de la moratoria. También debe tenerse en cuenta que en este período los muestreos priorizaron los hogares que habían sido identificados con cañerías de plomo, y que consecuentemente era probable que tuvieran las concentraciones de plomo más altas.

Hay que resaltar una disminución gradual especialmente notoria en los últimos años de muestreo (2017 y 2018), con 3,5% y 2,5% de casos de incumplimiento respectivamente. La comparación estadística entre los dos períodos indica una prevalencia significativamente mayor de casos de incumplimiento en el segundo período de estudio ( $p < 0,001$ ).

Estos altos niveles de muestras no conformes según los valores de referencia se deben a la migración de plomo de las tuberías, situación que de no cambiarse los materiales primitivos, podría continuar indefinidamente, especialmente si existen roturas, uniones o soldaduras que ponen el plomo en contacto con otros materiales, coincidiendo con los resultados obtenidos por Deshombres et al. (2016).

El porcentaje de resultados no conformes en nuestro estudio, aunque bajo, sugiere que la sustitución de las tuberías de conexión de plomo no ha sido realizada de manera completa, o que sólo ha sido ejecutada parcialmente y por tanto se requiere el reemplazo total de las tuberías de este material en el menor tiempo posible.

Solo cinco muestras no conformes del total de 89 encontradas en este estudio se clasificaron después de la confirmación como *no aptas, con riesgos para la salud*, ya que la concentración de plomo fue superior a 100 µg/l. Estos niveles obligaron a la adopción inmediata de medidas cautelares de las que se hablará más adelante.

En 2008 se publicó el grado de incumplimiento legal para el plomo en el agua de grifo a nivel europeo, con datos presentados entre 2002 y 2008 que informaban que el 25% de las viviendas en la UE contaban con tuberías de plomo, como conexión a la red de agua, o como parte de la plomería interna, o ambas. En dicho estudio se pudo concluir que el incumplimiento del estándar de plomo de 10 µg/l es significativo en algunas partes de la UE. Por ejemplo, los Países Bajos e Italia tienen un 98% de cumplimiento con el estándar de plomo de la UE, mientras que Polonia alcanza solo el 77% (Hayes & Skubala, 2009). Banks et al. (2015) mostraron un valor de incumplimiento medio para el plomo del 0,6% en el análisis de la calidad del agua del grifo en 30 países de la UE.

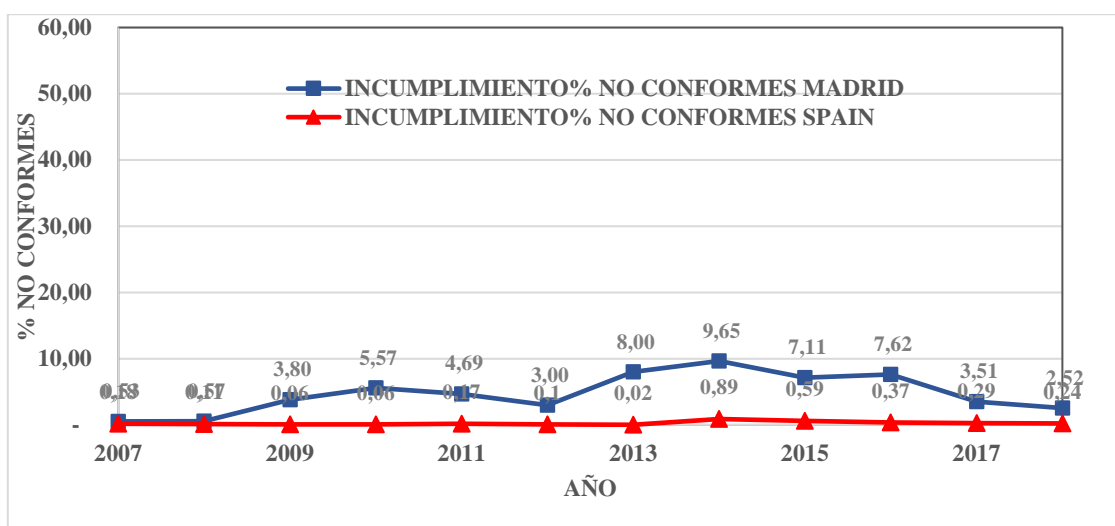
La Comisión Europea publica periódicamente un informe que reúne los datos nacionales sobre la calidad del agua potable en la UE basado en un examen de los informes de los estados miembros. El informe realizado entre los años 2008–2010, mostró el cumplimiento total del VP para el plomo (EC, 2014).

Más recientemente, en octubre de 2016, en el informe correspondiente al período 2011–2013 se encontró el 99,7% de cumplimiento con respecto al VP de este metal. Los pocos casos de incumplimiento se relacionaron con la red de distribución (EC, 2016). El valor actual de 10 µg/l se mantendrá durante 15 años tras la fecha de entrada en vigor de la

Directiva 2020/2184 y cómo máximo al término de dicho período de transición, el VP para el plomo debe ser de 5 µg/l en grifo.

En España, un estudio de la calidad del agua potable realizado entre 2007 y 2018 (MS, 2018) revela tasas de incumplimiento muy bajas, del 0,02 al 0,89% en relación con el límite de plomo. La comparación de estos resultados con los del presente estudio realizado en el mismo período (Figura 5.3), muestra un número significativamente mayor de incumplimientos en Madrid, entre el 0,18% (2007) y el 9,65% (2014), atribuibles a la selectividad del muestreo de edificios con plomería antigua que probablemente repercuta en niveles más altos de plomo en agua.

**Figura 5.3. Evolución comparativa anual del porcentaje de incumplimiento de los niveles de plomo en el agua del grifo en España frente a Madrid**



#### 5.4.3. Análisis del grado de cumplimiento según el distrito de muestreo de Madrid

El muestreo se realizó en los 21 distritos de Madrid descritos en la figura 5.1. Las concentraciones de plomo analizadas en muestras de agua del grifo recogidas en nueve de los distritos cumplieron con los valores legales de referencia. Sin embargo, se encontraron datos no conformes en los doce distritos restantes (Tabla 5.4).

La mayoría de los incumplimientos se produjeron en los distritos 1, 3, 6 y 7 (Tabla 5.4), que corresponden a los barrios más antiguos de la almendra central de la ciudad (Figura 5.1).

Se encontró un mayor porcentaje de muestras no conformes (7,43%) en el distrito 1 (Centro), que ostentaba los niveles más altos de plomo en diferentes tipos de edificios, alcanzando excepcionalmente concentraciones máximas 30 veces superiores al valor legislado de plomo en un grifo de un organismo público.

También merece la pena señalar el distrito 3 (Retiro), donde se encontró un porcentaje de 7,14% de incumplimientos en los inmuebles muestreados y concretamente se encontró una vivienda con un nivel de plomo 30 veces mayor que el límite legal actual.

El distrito 7 (Chamberí) también destacó por el elevado porcentaje de incumplimientos (6,93%), hallándose algunas muestras con niveles > 100µg/l.

Además, en los distritos 4 y 6 de la zona central y 8, 9, 11 de la periferia, se localizaron algunas muestras con niveles entre 6,5 y 25 veces superiores al VP actual.

**Tabla 5.4. Distribución del grado de cumplimiento de plomo en muestras de agua de grifo de Madrid comparadas con niveles legales de referencia (2007-2018)\***

Distrito	Muestras totales	NC	NC %	Distrito	Muestras totales	NC	NC %
1	417	31	7,43	12	50	0	0,00
2	56	0	0,00	13	53	0	0,00
3	126	9	7,14	14	38	0	0,00
4	247	10	4,05	15	75	0	0,00
5	106	1	0,94	16	63	2	3,17
6	72	4	5,56	17	18	0	0,00
7	231	16	6,93	18	26	0	0,00
8	103	4	3,88	19	1	0	0,00
9	298	4	1,34	20	72	3	4,17
10	136	1	0,74	21	19	0	0,00
11	101	4	3,96				

\*Valor paramétrico legal para el plomo 25 µg/l (2007-2013) y 10 µg/l (2014-2018)  
NC: No conformes

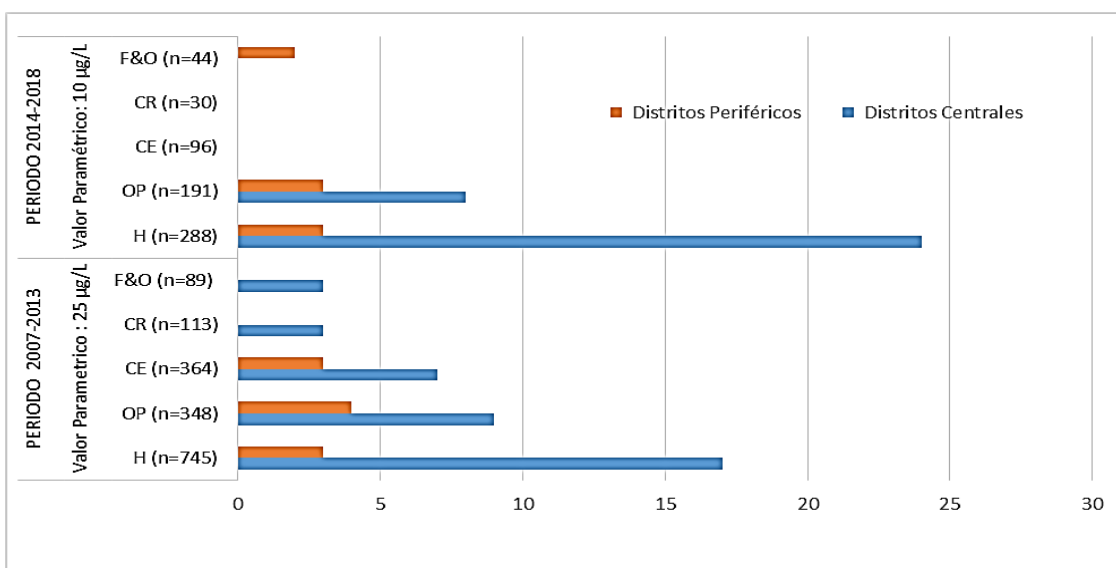
El problema más frecuente en la almendra central de Madrid son las tuberías viejas y accesorios de plomo como contadores, válvulas, grifos de latón cromado y elementos fijos con soldaduras de plomo o aleaciones de plomo-estaño, de las que se pueden infiltrar cantidades muy importantes de plomo por corrosión en el agua de consumo, especialmente en agua caliente y en agua con altos niveles de acidez o de mineralización débil, tal como refleja DeSantis et al. (2018).

Además, en Madrid el método utilizado para la desinfección se basa en la adición de monoclóraminas, de menor potencial de oxidación que el cloro. Estas cloraminas, en condiciones de estancamiento pueden actuar como disolventes de metales y producir la liberación del plomo por desestabilización del PbO<sub>2</sub> lo que sería un factor a considerar, ya que podría contribuir al incremento de niveles de este metal en el agua de grifo de las muestras analizadas (Lytle et al., 2009; Lytle et al., 2019; Stets et al., 2018).

Algunos autores indican que la concentración de plomo en el agua de las instalaciones interiores puede variar entre diferentes grifos en un mismo edificio, e incluso dentro de la misma vivienda, ya que puede haber conexiones mediante juntas o soldaduras en ciertos puntos de la tubería. Además, el plomo puede interactuar con otros metales de la misma, como el hierro, el cobre y el aluminio y aumentar su cesión al agua (Del Toral et al., 2013; Triantafyllidou et al., 2021).

La comparación estadística entre los distritos de la zona central de Madrid (1-7) y el resto de distritos (8-21) indica una prevalencia significativamente mayor de casos de incumplimiento en el área central ( $p < 0,001$ ) como podemos observar en la Figura 5.4.

**Figura 5.4. Incumplimientos de niveles de plomo en el agua de grifo de Madrid**



F&O: Fuentes y otros; CR: Centros de restauración; CE: Centros educativos; OP: Organismos públicos; H: Hogares

#### 5.4.4 Análisis del grado de conformidad según el tipo de edificio muestreado en Madrid

El muestreo se realizó en diferentes tipos de edificios antiguos en Madrid: viviendas, centros de restauración, centros educativos, organismos públicos, fuentes y otros.

Todas las muestras tomadas en ambos periodos (2007–2013 y 2014–2018) corresponden mayoritariamente a viviendas particulares, seguidas de instituciones públicas y centros docentes. En la tabla 5.5 se reflejan los incumplimientos de los dos periodos 2007–13 y 2014–18 diferenciados en función del cambio legal del VP del plomo.

Al considerar la totalidad del periodo de estudio (2007–2018), no se observaron diferencias significativas en función del tipo de edificio. El mayor porcentaje de casos de incumplimiento se detectó en el agua de los grifos de los hogares (4,54%) e instituciones públicas (4,45%). Cuando se diferenciaron los dos periodos, a pesar de la considerable reducción del muestreo en el segundo tramo de estudio (2014–2018), se detectó un claro aumento de la prevalencia de casos de incumplimiento del plomo en hogares (9,38%) y organismos públicos (5,76%), que, como se mencionó anteriormente, podría atribuirse al muestreo más selectivo centrado en edificaciones, principalmente viviendas muy antiguas, todas ellas anteriores al año 1980, y en donde se sospechaba la existencia residual de tuberías de plomo.

**Tabla 5.5. Grado de incumplimiento de los niveles de plomo en muestras de agua de grifo de Madrid clasificadas por tipo de inmueble y período de estudio.**

Tipo organismo	Periodo 2007–2013*			Periodo 2014–2018*		
	Total muestras	NC	% NC	Total muestras	NC	% NC
<b>Hogares</b>	745	20	2,68	288	27	9,38
<b>Centros de restauración</b>	113	3	2,65	30	0	0,00
<b>Centros educativos</b>	364	10	2,75	96	0	0,00
<b>Organismos públicos</b>	348	13	3,74	191	11	5,76
<b>Fuentes y otros</b>	89	3	3,37	44	2	4,54

\*Valores legales de referencia para el plomo: VP: 25 µg/l (2007-2013) y 10 µg/l (2014-2018)

NC: No conformes

El muestreo de este 2º periodo en muchos casos fue más selectivo al ser realizado por avisos de los titulares propietarios, en inmuebles en los que finalmente se confirmó que excedían el límite legal de plomo. En los hogares y organismos públicos se observaron diferencias significativas ( $p < 0,001$ ) con respecto al resto de los tipos de inmuebles considerados, ya que aunque a partir de 2014 el VP de plomo se restringió a 10 µg/l, se pudo observar una reducción significativa de los casos de incumplimiento, y no se detectó ningún valor por encima del límite legal en los centros de enseñanza, ni en el sector de establecimientos de restauración, debido a las actuaciones de reemplazo de tuberías y accesorios de plomo llevadas a cabo desde 2012.

Cabe señalar que otros autores reportaron altos porcentajes de incumplimiento en el agua del grifo de primera apertura en escuelas de Estados Unidos (Deshommes et al., 2016) y Canadá (Doré et al., 2018), mientras que en el presente estudio se encontró un 2,75% de incumplimiento en muestras de centros educativos durante el período de muestreo 2007-

2013 y no se detectó ningún caso que superara los niveles de umbral en el período 2014-2018.

#### **5.4.5. Estimación del riesgo de exposición**

El riesgo de exposición en este estudio se evaluó considerando el principal punto final crítico de la toxicidad del plomo: el sistema nervioso y la población más vulnerable, como son los bebés y los niños pequeños, ya que absorben de cuatro a cinco veces más plomo que los adultos y la vida media en su organismo puede ser mucho más larga (OMS, 2011; Pfadenhauer et al., 2016).

Existe evidencia considerable de que el cerebro en desarrollo es más vulnerable a la neurotoxicidad del plomo que el cerebro maduro. En los niños, un nivel elevado de plomo en sangre se asocia inversamente con un IQ más bajo y funciones cognitivas reducidas hasta al menos la edad de los siete años (Lamphear et al., 2005; EFSA, 2010b; Chowdury et al., 2016).

Este estudio considera un muestreo de protocolo regulatorio y por lo tanto el riesgo estimado calculado con estos niveles corresponde, cómo ya se ha comentado, al peor escenario de exposición de la población al plomo a partir del agua del grifo. Se ha estimado la DE y se han calculado dos criterios de valoración de los efectos críticos: MOE para la neurotoxicidad en el desarrollo y pérdida de IQ.

Para llevar a cabo esta evaluación se han tenido en cuenta exclusivamente los niveles de plomo en el agua de grifo de los hogares, ya que esta procedencia representa la mayor contribución a la ingesta de agua en la población infantil y por tanto, la situación de máxima exposición al plomo.

Dentro de este tipo de edificación seleccionado, se han considerado 6 rangos de concentración de plomo que van desde 0–2 µg/l a 100–300 µg/l y dentro de ellos para el cálculo de la DE, MOE e IQ se ha tenido en cuenta el promedio obtenido a partir de los datos de plomo de las muestras de nuestro estudio dentro de cada rango establecido.

La tabla 5.6 refleja la exposición dietética calculada para bebés (3 meses), niños de corta edad (12 meses) y niños (5 años). Se ha tenido en cuenta el peso medio de cada edad y para evaluar el consumo de agua se ha considerado tanto la ingesta media (P50), como los altos consumidores (P95).

La comparativa entre la exposición dietética y el límite crítico establecido por la EFSA (2010b) en relación al efecto de neurotoxicidad en el desarrollo (0,5 µg/kg/día) revela que la DE rebasaría el valor de referencia para el subgrupo de bebés, a partir de concentraciones de plomo superiores a 5 µg/l. Para los otros dos subgrupos considerados, tal situación se produciría a partir de consumos de agua con niveles de plomo de 10 µg/l en escenario de consumo extremo y para todos los consumidores a partir de 25 µg/l.

**Tabla 5.6. Exposición dietética al plomo procedente de agua de grifo en la población infantil**

Pb (µg/l)		DE (µg/kg/día)					
		Bebés 3 meses (6,2 kg)		Niños 12 meses (10,3 kg)		Niños 5 años (19,2 kg)	
Rango	*Promedio	P50 (0,68 l)	P95 (1 l)	P50 (0,24 l)	P95 (0,6 l)	P50 (0,484 l)	P95 (1,3 l)
0-2,0	0,96	0,11	0,15	0,02	0,06	0,02	0,07
>2,0-5,0	2,49	0,27	0,40	0,06	0,15	0,06	0,17
>5-10	7,29	0,80	1,18	0,17	0,42	0,18	0,49
>10-25	16,35	1,79	2,64	0,38	0,95	0,41	1,11
>25-100	49,58	5,44	8,00	1,16	2,89	1,25	3,36
>100	172,23	18,89	27,78	4,01	10,03	4,34	11,66

\*Promedio: valor medio calculado a partir de las muestras incluidas en cada rango

En la tabla 5.7 se refleja el MOE para cada subgrupo de población infantil considerado y para poder valorar la magnitud del riesgo que supone, se especifica el número y porcentaje de viviendas cuyas aguas de grifo se encuadrarían dentro de cada rango de concentración de plomo.

**Tabla 5.7. Margen de exposición (MOE) para la población infantil basado en los niveles de plomo en el agua de grifo de Madrid**

Pb (µg/l)	Hogares (2007-18)		MOE (µg/kg/día)					
			Bebés 3 meses		Niños 12 meses		Niños 5 años	
Rango	Número	%	P50	P95	P50	P95	P50	P95
0-2,0	278	26,91	4,75	3,23	22,35	8,94	20,66	7,69
>2-5,0	651	63,02	1,83	1,24	8,62	3,45	7,97	2,97
>5-10	34	2,01	0,63	0,43	2,94	1,18	2,72	1,01
>10-25	35	3,09	0,28	0,19	1,31	0,52	1,21	0,45
>25-100	22	1,41	0,09	0,06	0,43	0,17	0,40	0,15
>100-300	13	1,21	0,03	0,02	0,12	0,05	0,12	0,04

Dado que el MOE se deduce de la relación entre el nivel de referencia (BMDL<sub>01</sub>) y la dosis de exposición, la información que se obtiene al valorar ambos parámetros (MOE y DE) es comparable. Al analizar el MOE, el 89,9% de las muestras de agua domiciliaria mostró niveles de plomo muy bajos (<5 µg/l), y en estos casos el MOE fue siempre > 1 para toda la población infantil evaluada.

El MOE es bajo (<1) en bebés de tres meses cuando el nivel de plomo es > 5 µg/l, por lo que no se puede excluir la posibilidad de un efecto en bebés alimentados con fórmulas infantiles reconstituidas con agua del grifo o en su caso bebés amamantados, cuyas madres ingieran agua de grifo con niveles de plomo elevados.

Los bebés se diferencian de otros grupos de edad debido a sus distintas necesidades y al gran volumen de agua ingerido en relación con el peso corporal (Stanek et al., 2020).

En el presente estudio el 9,8% de los hogares se verían afectados. Sin embargo, el MOE para niños de corta edad (12 meses) y de 5 años es solo <1 para altos consumidores (P95) que beben agua del grifo con niveles de plomo a partir del rango entre 10 y 25 µg/l y para todos los consumidores el margen sería preocupante a partir de 25 µg/l. En nuestro caso se podrían ver afectados hasta 70 hogares, ya que presentan valores de plomo superiores a 10 µg/l, constituyendo el 6,7% del total.

En la tabla 5.8 se expone el riesgo de pérdida media del cociente intelectual (IQ) calculada para niños de 5 años. Los resultados orientan a la misma situación de posible riesgo a partir de la ingesta de agua con concentraciones de 10 µg/l en consumidores extremos o con concentraciones superiores para todos los consumidores.

**Tabla 5.8. Pérdida promedio de IQ en niños de 5 años basada en los niveles de plomo en el agua de grifo**

Niveles Pb (µg/l)		IQ pérdida	
Rango	Media	P50	P95
0-2	0,96	0,053	0,113
>2-5	2,49	0,139	0,292
>5-10	7,29	0,406	0,854
>10-25	16,35	0,910	1,916
>25-100	49,58	2,760	5,810
>100-300	172,23	9,587	20,183

A pesar del mayor riesgo para la salud en la población infantil, debe tenerse en cuenta que cualquier valor alto detectado al tomar las muestras después del estancamiento del agua nocturno o durante al menos de 6 horas no puede asociarse claramente con los niveles de plomo en sangre de los niños (Triantafyllidou et al., 2021).

Sin embargo, los hogares que poseen tuberías con concentraciones extremadamente altas de plomo representan un riesgo significativo para la salud de los niños pequeños, ya que

se superaría con creces el umbral de VP de 10 µg/l, y la ingesta continua de agua de estos grifos específicos podría provocar una exposición crónica.

En nuestro estudio, la mayoría de las muestras que superan el valor de referencia se encuentran en la zona central de Madrid, y especialmente en los distritos 1, 3, 4 y 7 como se reflejó en la Figura 5.3.

En el segundo período de estudio (2014–2018), el porcentaje de hogares que superan el VP es mayor (9,4%) que en el primer período (5,8%), aunque, como se mencionó anteriormente, se justifica por el muestreo más selectivo de hogares con tuberías de plomo sospechosas. Estos resultados sugieren que, aunque la mayoría de la población de Madrid no está expuesta al riesgo de plomo debido a la ingesta de agua del grifo, en la población de bebés y niños que vivan en viviendas antiguas de la almendra central de Madrid con tuberías de plomo y por tanto con elevados niveles de plomo en el agua del grifo no se podría descartar el riesgo por exceder los niveles de ingesta tolerables.

La EFSA (2012) llevó a cabo una evaluación de la exposición al plomo a partir de todos los grupos de alimentos y agua en los países miembros de la UE y detectó que el agua de grifo suponía la concentración máxima registrada con respecto a todos los grupos de alimentos estudiados.

El alimento que más contribuye a los niveles de plomo en bebés y niños pequeños es el agua del grifo que se usa en la reconstitución de la leche de fórmula; este organismo señala que su contribución relativa era de 26% y 12,5% respectivamente, con respecto a la ingesta total de alimentos. Es importante señalar que la exposición al plomo de los lactantes y de las madres durante la lactancia tiene que ver con la ingesta de agua.

No hay suficientes estudios sobre metales tóxicos en la leche de mujeres españolas. García-Esquinas et al. (2011) estudiaron el Pb, Hg y Cd en leche materna en relación con la dieta, hábitos de vida y variables sociodemográficas en 100 muestras recogidas en la semana 3 posparto en Madrid, y los resultados mostraron que el contenido de Hg, Pb y Cd en la leche era de 0,53 µg /l, 15,56 µg/l y 1,31 µg /l, respectivamente.

No se conoce un nivel seguro de plomo en la sangre de los niños, incluso la exposición a dosis bajas al plomo (concentración sanguínea de 5 µg/dl) puede afectar a su inteligencia y causar daños cerebrales y en el sistema nervioso, retraso en el desarrollo y en el

crecimiento, problemas en el comportamiento con deterioros conductuales y cognitivos, afectando al aprendizaje y al habla (Bondy & Campbell, 2018).

En consecuencia, distintos organismos tales como la OMS o el CDC reconocen que lo ideal sería la ausencia de plomo en agua y por tanto el objetivo de nivel máximo de contaminante para el plomo es cero (OMS, 2021; CDC, 2021). EPA (2019) estableció este nivel basado en la mejor información científica disponible que muestra que no existe un nivel de exposición al plomo que no sea peligroso.

Por lo tanto, no puede deducirse que haya una ingesta semanal tolerable. EFSA, ya en 2012, expresó su preocupación por la posibilidad de que los niveles de exposición alimentaria al plomo afectaran al desarrollo neurológico de los fetos, los lactantes y los niños.

Sin embargo, los niveles máximos de plomo según la legislación vigente son 10  $\mu\text{g Pb/l}$  de agua, por lo que la Comisión Europea ha propuesto bajar el límite del nivel de plomo en el agua a la cifra de 5  $\mu\text{g/l}$  (Laaninen, 2021).

También de esta manera, con el fin de proteger la salud de la población infantil, la Comisión del Codex Alimentarius adoptó una recomendación de que no debería permitirse más de 0,01 mg Pb/kg en la fórmula para lactantes tal como se consume (CAC & FAO/WHO, 2014).

Recientemente la UE, en esta misma línea ha reducido los contenidos máximos fijados hasta el momento en preparados para lactantes y niños de corta edad comercializados tanto en polvo ( $\leq 0,020 \mu\text{g/kg}$ ), como en forma líquida ( $\leq 0,010 \mu\text{g/kg}$ ), así como en otros productos alimenticios destinados a este sector de población (Reglamento 2021/1317).

#### **5.4.6. Estrategias para reducir el plomo en el agua potable**

En este estudio también se ha evaluado si las medidas adoptadas para el cumplimiento legal durante este período han sido satisfactorias y si se ha reducido su impacto en la calidad del agua potable en Madrid.

En las situaciones más drásticas, de muestras con niveles de plomo superiores a 100  $\mu\text{g/l}$  calificadas como “no aptas, con riesgos para la salud” correspondientes a muestras “no conformes” encontradas a lo largo de este estudio. En estos casos se instó a una adopción inmediata de medidas cautelares urgentes que conllevó el cierre de la instalación de agua

y la prohibición expresa del consumo hasta que se reemplazaran las tuberías y elementos de plomo por las de otros materiales aptos para aguas de consumo.

Aun no alcanzando estos niveles, se debe conseguir la disminución paulatina de la presencia de plomo en agua por los efectos tóxicos que conlleva y la mejor estrategia de prevención que se ha llevado a cabo ha sido el reemplazo o sustitución de tuberías, y los accesorios de plomo como contadores, válvulas, grifos de latón cromado, aleaciones de plomo-estaño y elementos fijos con soldaduras de plomo (por ejemplo, la soldadura utilizada para hacer las conexiones mixtas en las tuberías de cobre) por otros materiales aprobados para agua potable.

En este sentido, hay que destacar que la zona de mayor impacto en salud y que habría que priorizar sería la almendra central de Madrid.

Sin embargo, mientras se llevaban a cabo estas acciones, los consumidores de estos edificios recibieron información sobre las precauciones que debían adoptar al usar el agua del grifo para minimizar los riesgos.

Se transmitieron las siguientes recomendaciones a los hogares afectados: dejar correr el agua del grifo durante unos minutos antes de usarla para beber, ya que un largo período de estancamiento en la tubería facilitaría una mayor corrosión y disolución del plomo en el agua del grifo. Como el agua caliente favorece la disolución del plomo, deben evitar utilizar el agua caliente del grifo para cocinar y especialmente para preparar biberones.

Además, conjuntamente con el Colegio Oficial de Administradores de Fincas, en 2010 se redactó una carta, que se distribuyó vía e-mail para dar a conocer a todos sus asociados y ciudadanos del municipio de Madrid, el folleto de “El plomo en el agua de consumo”. Además se solicitó su colaboración para la mejora de las instalaciones interiores de sus edificaciones. También se está trabajando con la Asociación Hotelera de Madrid.

En este sentido se ha colaborado en la publicación de un folleto divulgativo tríptico *El plomo en el agua de consumo* (Figura 5.5) dónde se ofrece la información al ciudadano, sobre todo a la población residente en barrios o distritos con edificaciones antiguas.

Se debe continuar con la actual estrategia de actuación, consistente en priorizar la inspección y seguimiento de viviendas en la zona centro de Madrid. Hay que informar y asesorar a los vecinos de viviendas con sospecha de conducciones de plomo. Es necesaria una acción preventiva en las propiedades muestreadas, aunque no se superen los límites

de 10 µg/l, ya que las recomendaciones actuales incluyen disminuir el VP a 5 µg/l en normativas de aplicación futura, con el fin de proteger la salud de toda la población de Madrid y especialmente a la población infantil.

**Figura 5.5. Tríptico: El plomo en el agua de consumo**

Fuente: <https://www.madrid.es/UnidadesDescentralizadas/Salud/Publicaciones%20Propias%20Madrid%20Osulud/Publicaciones%20Propias%20ISP%20e%20IA/Folletos%20ISP/plomo.pdf>

### Recomendaciones para reducir los niveles de plomo en el agua de consumo

En caso de que su vivienda tenga las conducciones de agua de plomo, la recomendación es sustituirlos por otras nuevas de diferente material.

Mientras tanto, y hasta que se puedan sustituir las tuberías de plomo, usted puede tomar las siguientes precauciones:

- Antes de beber el agua del grifo, déjela correr, especialmente si no se ha utilizado durante más de 8 horas, ya que al estar retenida podría contener plomo desde las tuberías. Déjela correr hasta que salga más fresca, lo que indicará que ha entrado agua de la red general. Puede entonces llenar alguna botella para beber a lo largo del día. No dependa de agua que dejó correr aprovechada para lavar o regar las plantas.
- No utilice el grifo de agua caliente para beber ya que conviene saber que el agua caliente siempre contendrá en plomo. Se necesita agua caliente para cocinar, preparar un té, etc., utilice agua fría del grifo y calientela.



### El plomo en el agua de consumo



¿Cómo puede afectar a su salud?

Más información en **Lineamadrid**:  
010.lineamadrid  
munimadrid.es



www.madridsalud.es

### El plomo en el agua de consumo



¿Cómo puede afectar a su salud?



### Tuberías de agua: el plomo

El agua de consumo humano en Madrid procede de embalses, y tras unos rigurosos tratamientos y controles, llega a su casa. Una vez pasado el punto de entrega en el edificio, entra en contacto con las tuberías generales, y posteriormente, con las de su vivienda.

Dependiendo del material del que estén hechas, estas tuberías podrán ceder al agua componentes que pueden ser perjudiciales para la salud, como **EL PLOMO**.

**¿Cómo puede afectar a mi salud?**

El plomo es un elemento químico que puede llegar a ser tóxico dependiendo de la dosis ingerida y del número de veces que uno se expone a él.

No afecta a todos por igual: los bebés, niños y fetos (mujeres embarazadas) son los grupos más sensibles, pudiendo producir alteraciones en su desarrollo mental y físico.

**¿Cuándo puede aparecer plomo en el agua?**

En relación con las tuberías e instalaciones interiores, puede aparecer plomo en el agua en los siguientes casos:

- Si su casa o local tiene grifos o accesorios de bronce, los cuales contienen plomo.
- Si su vivienda o establecimiento tiene tuberías de plomo.

### Madrid Salud realiza muestreos en los grifos

Desde Madrid Salud se están realizando muestreos en el agua de consumo para medir el nivel de plomo en locales y edificios con tuberías de este metal.

Estos análisis se efectúan en el Laboratorio de Salud Pública (o Emigrantes, 20). La finalidad es comprobar que los niveles detectados cumplen a legislación vigente.

Inspectores, correctamente identificados, podrán visitar su zona, por lo que será conveniente que, en tal caso, les facilitara el acceso a su local o vivienda.

### Normativa aplicable

El Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero (R.D.E. de 21/02/03) establece los niveles máximos para el plomo en el agua de consumo, los cuales serán mucho más exigentes a partir del 1 de enero de 2014.

Calendario del nivel máximo de plomo en el agua de consumo	
Del 1-01-2004 al 31-12-2013	25 µg/l
A partir del 1-01-2014	10 µg/l

µg/l: microgramos por litro.

Según la resolución en el Real Decreto antes mencionado, antes del 1 de enero de 2014 se han realizado todas las reformas y adaptaciones necesarias en las instalaciones interiores de edificios públicos y establecimientos con actividad pública o comercial, así como en las redes de distribución pública o privada, activadas de la siguiente manera a las viviendas que pueden suponer un riesgo para la salud pública, como es el caso del plomo.



**¿Tendrá mi casa tuberías de plomo?**

En las casas construidas antes de 1950 el plomo se utilizó mucho para la fabricación de tuberías. Después su utilización fue disminuyendo gradualmente hasta el año 1975, en el que prácticamente se abandonó su uso.

Añ a más, en el caso de viviendas antiguas donde tanto las tuberías generales del edificio como las de su casa hayan sido sustituidas, y en el de viviendas construidas después de 1975, es raro que existan tuberías de plomo.

Usted mismo puede comprobar si sus tuberías son de plomo en algún tramo que esté a la vista: este metal es de color gris mate y lo suficientemente blando como para poderlo rayar con una llave o un cuchillo.







Fuente: <https://diario.madrid.es/blog/2020/09/09/consejos-para-ahorrar-agua/>

## **CAPÍTULO 6**

### **ESTUDIO DE TRIHALOMETANOS EN EL AGUA DE MADRID**

---



## **6.1. MUESTREO**

### **6.1.1. Localización de muestras**

Se han realizado muestreos prospectivos de agua de abastecimiento de Madrid tratada por CYII con periodicidad anual en campañas específicas de recogida de muestras de AFCH para analizar los THMs en un total de 108 muestras durante un periodo de 6 años: 2015 a 2020 en los distintos distritos de Madrid.

Se han establecido los puntos críticos de muestreo de cada instalación en los lugares de mayor riesgo de producción de THMs, SPD mayoritarios que se producen tras un proceso de cloración del agua de consumo.

La mayor parte de las tomas se realizaron en infraestructuras de CYII, denominadas EOM, seguidas de fuentes de beber de parques, centros de enseñanza y polideportivos. En viviendas y otros puntos como organismos públicos, la toma efectuada ha sido muy escasa.

La recogida de muestras se ha realizado incidiendo en las EOM, ya que por su especial disposición, permiten acceder a las conducciones de la red de distribución del agua de las 8 ZA del municipio de Madrid, que a su vez abarcan distintos distritos (Figura 6.1).

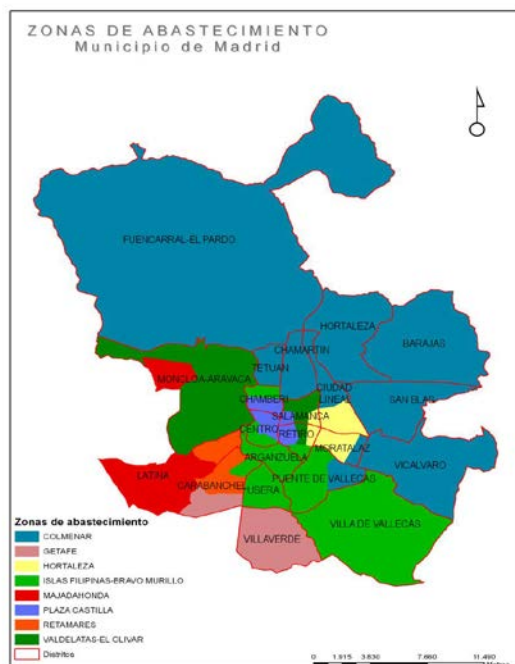
La ETAP de Colmenar con la ZA que lleva ese mismo nombre es la que más distritos abastece, seguida de la ZA de Islas Filipinas-Bravo Murillo. Las de Valdelatas y Hortaleza suministran a distritos muy poblados de la almendra central. La ZA Getafe tan solo abastece a Villaverde y parte de Carabanchel bajo, y junto con la ZA de Valdelatas-El Olivar que distribuye a Moncloa-Aravaca y Retiro son las menos extensas.

Con el fin de controlar la producción de THMs, la mayoría de las muestras se han tomado atendiendo especialmente a los distritos de la almendra central: Centro, Arganzuela, Retiro, Salamanca, Chamartín, Tetuán y Chamberí y otros adyacentes, puesto que son los puntos finales de distribución del agua más alejados desde las diferentes ETAP.

El análisis de control de la calidad del agua en el grifo del consumidor no requiere la determinación de THMs, sin embargo, en el análisis completo se exige la cuantificación de los mismos y se especifica que en aquellos casos en que los niveles estén por encima del VP, se determinará el 2,4,6-triclorofenol u otros SPD a la salida de la ETAP o depósito de cabecera (RD 140/2003).

**Figura 6.1. Zonas de abastecimiento de Madrid y distritos a los que corresponden**

Fuente: (CAM, 2021a)



ZA Colmenar: Chamartín, Ciudad Lineal, Barajas, Fuencarral-El Pardo, Hortaleza, Moratalaz, Puente de Vallecas, San Blas, Tetuán y Vicálvaro

ZA Getafe: Carabanchel y Villaverde

ZA Hortaleza: Ciudad Lineal, Moratalaz, Retiro y Salamanca

ZA Islas Filipinas-Bravo Murillo: Arganzuela, Carabanchel, Centro, Chamberí, Puente de Vallecas, Retiro, Usera y Villa de Vallecas

ZA Majadahonda: Moncloa-Aravaca y Latina

ZA Plaza Castilla: Centro, Chamberí, Moncloa-Aravaca, Retiro y Salamanca

ZA Retamares: Carabanchel y Latina

ZA Valdelatas-El Olivar: Retiro y Salamanca

### 6.1.2. Toma de muestras

La recogida de las muestras se llevó a cabo siguiendo la normativa vigente: RD 140/2003 y Directiva 2020/2184 y las recomendaciones de las normas vigentes (UNE-ISO 5667-5:2021 y anteriores). Para la toma de las muestras en distintas localizaciones y su identificación se siguieron las recomendaciones del Manual para el autocontrol y gestión de abastecimientos de agua de consumo público de la CAM (Avelló de Miguel, 2006).

La toma de muestras se realizó en envases de 250 ml de polietileno, limpios y enjuagados previamente con agua destilada para evitar interferencias, con cierre hermético para evitar la evaporación de los THMs y de fácil apertura.

Para el muestreo se retiraron los adaptadores del grifo de las instalaciones interiores y en las EOM y depósitos de CYII se flameó el grifo de toma de muestras. Éstos frascos se trasladaron en refrigeración de igual manera que se especificó en el apartado 5.1.2.

Las muestras de agua fueron recogidas en el muestreo de campo realizado en cada campaña a lo largo de los años, pero fue necesaria una recopilación posterior, extrayendo todos los datos de THMs, necesarios para llevar a cabo el presente trabajo, procedentes de las actas de toma de muestras y de los boletines de análisis de resultados.

## **6.2. METODOLOGÍA**

### **6.2.1. Metodología analítica para cuantificación de THMs**

Las muestras de agua potable se reciben en el laboratorio, y se analizan directamente en el día o sino fuera posible, en un plazo máximo de 48h manteniéndolas en refrigeración a 4°C.

La determinación de los THMs se realizó en el Laboratorio de Salud Pública del Ayuntamiento de Madrid acreditado por ENAC (nº 215 / LE 406 y nº 215 / LE 1915).

#### **6.2.1.1. Principio del método:**

El análisis de THMs se llevó a cabo mediante la técnica de espacio de cabeza en un cromatógrafo de gases (Agilent 7890) acoplado a un espectrómetro de masas GC-MS del tipo triple cuadrupolo (Agilent 7000C) que permite la cuantificación de compuestos volátiles. Para favorecer que los trihalometanos pasen a la fase gaseosa, se añade a cada vial 2 g de NaCl, al objeto de aumentar la fuerza iónica de la disolución. Se lleva a cabo una incubación y simultánea agitación a 70 °C, durante 20 min en un equipo Combipal GC80. En el cromatógrafo se inyectan 250 µl de la fase gaseosa.

Para su separación se utilizaron dos columnas capilares HP-5ms (Agilent) (15 m de longitud x 0,25 mm diámetro interno y 0,25 µm de espesor) colocadas una a continuación de la otra, en un horno a una temperatura inicial de 40 °C (3 min), aumentándose hasta 90 °C a una velocidad de 10 °C/min, para pasar a 200 °C a una velocidad de 25 °C/min, totalizando un tiempo de ensayo de 12,4 min. El gas portador fue helio con un flujo constante de 1,2 ml/min en la primera columna y 0,2 ml/min más en la segunda.

#### **6.2.1.1. Procedimiento:**

Las muestras se reciben en recipientes herméticos, a los que previamente se les ha añadido tiosulfato sódico, sin espacio de cabeza y en condiciones de refrigeración ( $2 \leq T^a \leq 8$  °C). De estas muestras previamente homogeneizadas mediante agitación manual, se tomaron 10 ml en un vial de espacio de cabeza en el que se depositaron 2 g de cloruro sódico y se añadieron 25 µl de una solución de clorobenceno-d5 (20 µg/ml) como patrón interno y 25 µl de fluorobenceno (20 µg/ml) como patrón sustituto (surrogate) para asegurar el funcionamiento del método. Paralelamente, se dejó un vial abierto para control de posibles contaminaciones ambientales en el laboratorio.

La recta de calibrado se prepara a partir de una disolución certificada de 5000 µg/ml (LGC). El rango de trabajo se extiende desde 2,5 a 150 µg/l. Los requisitos de aceptación para la linealidad se han establecido en base al coeficiente  $r^2$  ( $>0,98$ ) y los residuales individuales en cada punto ( $<20\%$ ). La función de calibrado es de tipo lineal ponderada con un factor  $1/x$ . Los requisitos de precisión y recuperación son coherentes con los establecidos en el RD 140/2003.

La ionización de los analitos se lleva a cabo por impacto electrónico, a 70 eV, siendo las temperaturas de la línea de transferencia y de la fuente de ionización 280 °C y 230 °C, respectivamente. El método de adquisición en modo SIM adquiere los iones contenidos en la tabla 6.1.

La evaluación de los datos obtenidos se llevó a cabo mediante la versión 10.0 del software MassHunter (Agilent). Los analitos se identificaron inicialmente mediante inyección individual y comparación de los espectros obtenidos con los contenidos en la librería NIST. A partir de estos datos, en los ensayos subsiguientes la identificación se lleva a cabo mediante el tiempo de retención, y el cumplimiento de las relaciones iónicas (con una tolerancia del 30 %), entre los cualificadores y cuantificadores de las muestras y el valor obtenido para las mismas transiciones calculado como la media de los valores de los patrones que constituyen la recta de calibrado.

**Tabla 6.1. THMs: Tiempos de retención, iones de cuantificación y cualificación**

Compuesto	RT (min)	Iones de cuantificación	Iones de cualificación
Cloroformo	1,91	83,0	85, 47, 87
Fluorobenceno	2,40	96,0	70
Bromodichlorometano	2,77	83,0	85, 129, 127
Dibromoclorometano	4,34	129,0	127, 131, 210
TBM	6,17	173,0	171, 175, 254
Clorobenceno-D5	5,35	117,0	119, 82

## 6.2.2. Evaluación de riesgos

### 6.2.2.1. Estimación de la exposición a los THMs a partir del muestreo regulatorio

La evaluación de la exposición a los THM en agua en este estudio se realizó sobre la base de un enfoque determinista. El riesgo de exposición se ha estimado considerando el riesgo cancerígeno y no cancerígeno por una ingestión crónica en individuos adultos.

Para la estimación de la exposición a los THMs a través de la ingestión de agua de consumo, se han consultado los valores de ingestas adecuadas de agua por día para la población adulta establecidas por la EFSA (2010a) que se cifran en 2,5 l para un consumidor medio varón (P50). En caso de consumidores extremos (P95), la ingestión adecuada se incrementaría hasta 4 l. El panel de la EFSA contempla el dato de ingesta total de agua, tanto a partir de las bebidas, como de la humedad de los alimentos, asumiendo que la ingesta procedente de las bebidas representaría el 80% de la contribución total de agua al organismo.

También se han tenido en cuenta los datos de ingesta de agua de bebida estimados por las encuestas de ENALIA relacionados con la población adulta española, si bien son algo más bajos oscilando entre 1,9 l (P50) y 3,5 l (P95) (AECOSAN, 2016).

Dado que el presente estudio se circunscribe a la población española, se han tomado estas últimas cifras como criterio para la evaluación de riesgos, distinguiendo entre consumidor medio y extremo y tomando como ejemplo el caso de un hombre adulto.

La exposición alimentaria se calculó, tanto a partir de la concentración de cada una de las especies, como del sumatorio de los THMs en el agua, teniendo en cuenta el consumo de agua y de acuerdo con el peso corporal medio estándar de 70 kg. Se ha contemplado una exposición crónica a lo largo de la vida (365 días/año durante 70 años). Para el cálculo se utilizó la siguiente ecuación:

$$DE = (C \times ID \times FE) / P$$

Donde, DE es la exposición alimentaria ( $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}$ ), C es la concentración de THMs encontrada en el agua del grifo ( $\text{mg}/\text{l}$ ), ID corresponde a la tasa de ingesta diaria promedio de agua ( $\text{l}/\text{día}$ ), FE es el factor de exposición: frecuencia y duración de la misma y P es el peso corporal ( $\text{kg}$ ).

El factor de exposición contemplado se calculó por la relación entre la frecuencia real de la exposición ( $F = \text{días}/\text{año}$ ) y la duración de la misma ( $Dur = \text{años}$ ) y la duración máxima a lo largo de toda la vida que se estandariza en 70 años y 365 días/año según la siguiente ecuación:

$$FE = (F \times Dur) / (70 \times 365)$$

En nuestro estudio se ha contemplado una exposición crónica a lo largo de toda la vida, por lo que  $FE = 1$ .

### 6.2.2.2. Caracterización del riesgo

- Riesgo cancerígeno

Se calculó el riesgo cancerígeno vía ingestión a partir de la estimación de ingesta oral crónica de agua de grifo según la siguiente ecuación:

$$\text{Riesgo de cáncer} = \text{CSF} \times \text{DE}$$

Donde CSF es el factor de pendiente de cáncer o potencia carcinógena que corresponde al riesgo/unidad de dosis (mg/kg/día) y toma los valores siguientes para cada una de las especies: 0,031 (TCM); 0,0079 (TBM); 0,062 (BDCM); 0,084 (DBCM) incluidas en la base IRIS (Integrated Risk Information System) de EPA y descritas por Amjad et al. (2013).

Si el índice de riesgo es inferior a  $10^{-6}$  la exposición es aceptable según asumen de forma generalizada los distintos Organismos Internacionales. Cuando se sitúa entre  $10^{-6}$  y  $10^{-4}$  los valores se consideran asumibles, pero si superan  $10^{-4}$  entonces existe un probable riesgo cancerígeno adicional para la población.

- Riesgo no cancerígeno

Para evaluar el riesgo no cancerígeno, se ha calculado el cociente de peligro (HQ) de los THM para la vía de exposición oral a partir de la ingesta de agua de grifo de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$\text{HQ} = \text{DE} / \text{RfD}$$

Donde RfD es la dosis de referencia definida como el nivel de exposición diario que puede recibir una persona durante toda la vida sin que, con un cierto grado de certidumbre, se ocasione un efecto adverso en la salud, incluyendo los grupos más vulnerables. La RfD expresada en mg/Kg/día toma los valores siguientes para las distintas especies de THM: 0,01 (TCM); 0,02 (BDCM); 0,02 (DBCM); 0,02 (TBM) reflejadas en la misma base de datos IRIS mencionada anteriormente y por Amjad et al. (2013).

Cuando el cociente HQ es  $< 1$ , podemos afirmar que la probabilidad de que se produzcan efectos adversos es mínima y el riesgo puede considerarse insignificante. Por el contrario, si el cociente HQ es  $> 1$ , y por tanto se supera el umbral de exposición seguro, debe considerarse la probabilidad de que se produzca un efecto adverso.

### **6.3. TRATAMIENTO ESTADÍSTICO**

El tratamiento de los datos se ha realizado mediante el paquete estadístico SAS 9.4. Se analizó para cada variable la frecuencia y el porcentaje individualizado, así como el grado de cumplimiento con la normativa vigente.

Los resultados obtenidos se analizaron estadísticamente mediante la prueba no paramétrica de Wilcoxon para comparar si existen diferencias significativas entre dos o más grupos o son debidas al azar. Los factores que se han tenido en cuenta han sido el año, la zona, la estación y el tipo de toma de muestra. El nivel de significación ha sido de  $p \leq 0,05$ .

### **6.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

En este apartado se reflejan los resultados de los niveles de las distintas especies de THMs: TCM, TBM, DBCM y BDCM analizadas en el agua de Madrid. En la discusión se han contemplado las variables: año de estudio, estacionalidad, distrito y tipo de toma de muestra.

#### **6.4.1. Concentración y distribución de las distintas especies de THMs**

La media de THMs de las 108 muestras analizadas a lo largo del periodo 2015-20 fue de 33,1  $\mu\text{g/l}$ , con niveles muy dispares que oscilan entre un mínimo de 4,5  $\mu\text{g/l}$  y un máximo de 74,2  $\mu\text{g/l}$  (Tabla 6.2). En cualquier caso, las concentraciones detectadas en la totalidad de las muestras fueron conformes al límite vigente en la legislación actual: 100  $\mu\text{g/l}$ .

El compuesto mayoritario fue el TCM en todo el muestreo, con un valor medio de 25  $\mu\text{g/l}$  y responde a un porcentaje del 75,5% de THMs. Las restantes especies detectadas fueron minoritarias, destacando el DBCM con un valor medio de 3,8  $\mu\text{g/l}$ . El TBM y el BDCM ostentaron valores más bajos, incluso en algunas muestras los resultados se consideraron igual a 0, hecho que se puede apreciar por el valor de la mediana. La presencia de dichos compuestos bromados en el agua pudiera estar relacionada con la naturaleza geológica de las aguas subterráneas que pueden abastecer los suministros de agua potable. Sin embargo, debido a que el agua de abastecimiento de Madrid, es fundamentalmente de origen superficial, el contenido de bromo es generalmente bajo. Además, CYII establece un programa de seguimiento de tratamientos en ETAP, muy sensible al aumento de MON y de iones bromo para evitar el aumento de los THM bromados.

**Tabla 6.2. Niveles de las diferentes especies de THMs**

<b>THMs (µg/l)</b>	<b>Media±SD</b>	<b>Min</b>	<b>Cuartil 25</b>	<b>Cuartil 75</b>	<b>Max</b>	<b>Mediana</b>
<b>TCM</b>	25±10,1	0	20	32,5	48	25,4
<b>TBM</b>	2,8±4,8	0	0	5,2	26	0
<b>BDCM</b>	1,2±2,8	0	0	2,8	23	0
<b>DBCM</b>	3,8±3,6	0	0	6,5	14	0
<b>Total</b>	33,1±21,3	4,5	23,5	40,4	74,2	23,5

Los THMs surgen de reacciones de oxidación y sustitución de la MON con el cloro y otros desinfectantes. Por ello es muy importante filtrar para descargar de MON el agua a tratar y mantener a lo largo del tiempo los niveles bajos reflejados en el presente estudio.

Por otra parte, a mayor número de tratamientos de potabilización, existe una mayor posibilidad de incremento en los niveles de THMs. En el caso de la CAM, según se desprende de los datos grabados en SINAC, se han producido altas de nuevos tratamientos a lo largo del periodo 2016-20, pasando de 66 notificaciones de alta en 2016 a 108 en 2020.

La concentración de THMs encontrada en el agua depende también del tipo de desinfección empleado. Si se utiliza hipoclorito o cloro gas existen más posibilidades de formación de THMs que si se emplea la cloraminación. El método de desinfección más extendido en la CAM es la cloraminación debido a la escasa formación THMs, lo que resulta coherente con las bajas concentraciones de THMs detectadas en las muestras analizadas. El uso de cloraminas como desinfectante secundario es altamente alentado debido a su mejor estabilidad en el sistema de distribución frente al cloro libre disponible (Ramírez Quiros, 2005).

Sin embargo, la red de distribución de agua potable en Madrid es un sistema muy complejo y extenso, por lo cual se suelen producir rechloraciones con distintos derivados de cloro, principalmente hipoclorito sódico, en distintos puntos a lo largo de la red y en depósitos intermedios de la misma, antes de llegar al consumidor final.

Estas rechloraciones favorecen la formación de SPD y por tanto podría ser lo que justificaría la variabilidad de los niveles de THMs encontrados en nuestra investigación. Esto es concordante con los estudios de Santa Marina et al. (2010) sobre THMs en 25 municipios de Guipuzcoa donde encuentran mayores niveles si se dosifica el cloro de

forma tradicional (hipoclorito), o eliminando la precloración, que cuando se emplea únicamente la post-cloración como alternativa.

El origen del agua, la estructura de la red de distribución y la estación del año condicionan la cantidad de SPD en el agua como se tratará más adelante. La mayor parte de las redes de distribución ubicadas en el municipio de Madrid, son redes urbanas de tipo mallada (85%), que tienen menos problemas de presencia de SPD, sin embargo también hay redes mixtas (9%), no malladas (5%) o de tipo desconocido (2%), que podrían tener mayor posibilidad de estancamiento de agua y en estos casos se generan mayores concentraciones de SPD. Ésta también podría ser la causa de la variabilidad en los niveles de THMs en las muestras objeto de estudio.

La dosificación de cloro es un factor decisivo en la formación de THMs. En nuestro caso el control de cloro en el punto de muestreo dio resultados uniformes y acordes con la legislación vigente. Según el informe SINAC, las muestras de EOM, grifo y depósitos en Madrid cumplen plenamente con los niveles legislados para cloro combinado ( $<2 \mu\text{g/l}$ ) y cloro libre residual ( $<1 \mu\text{g/l}$ ).

Palacios et al. (2000) llevaron a cabo uno de los primeros estudios en España sobre THMs y concluyeron que los niveles actuales de compuestos organohalogenados en el agua potable clorada eran del orden de  $77,7 \mu\text{g/l}$  y estaban por debajo de los valores de referencia.

Villanueva et al. (2003) realizaron estudios de SPD en muestras de agua potable de cuatro regiones españolas, Alicante, Asturias, Barcelona y Canarias detectando niveles de THMs del orden de  $35 \mu\text{g/l}$  en Alicante y Barcelona, concordantes con los niveles encontrados en nuestro trabajo y más escasos en Asturias o Canarias  $5-6 \mu\text{g/l}$ . Además, observaron distintos perfiles de las especies integrantes de THMs, así, en tres de las cuatro regiones evaluadas destaca predominantemente el BDCM, mientras en Asturias, la especie más significativa es el TCM, concordante con los datos encontrados en Madrid en el presente trabajo.

En nuestro estudio, el número de muestras de agua que se sitúa en cada intervalo de concentración de THMs se refleja en la Tabla 6.3. Se puede destacar que el mayor número de muestras tanto de THMs, como de TCM se encontró entre los intervalos  $30-40 \mu\text{g/l}$ , seguidos de  $20-30 \mu\text{g/l}$ . En cuanto a las especies TBM y DBCM más escasas, el valor más representativo fue  $<2,5 \mu\text{g/l}$ . El BDCM tuvo valores máximos entre  $2,5-10 \mu\text{g/l}$ .

**Tabla 6.3. Distribución de las muestras de agua en intervalos de concentración de las distintas especies de THMs**

$\mu\text{g/l}$	THMs	TCM	TBM	DBCM	BDCM
<2,5	0	8	72	78	32
2,5-10	3	0	26	29	66
>10<20	12	25	8	0	10
>20-30	29	40	2	1	0
>30-40	37	32	0	0	0
>40-50	18	3	0	0	0
>50-100	9	0	0	0	0
Total	108	108	108	108	108

Freire et al. (2008), determinaron los valores de THMs en agua de consumo de la provincia de Granada. Los niveles fueron muy inferiores a la concentración máxima admisible (100  $\mu\text{g/l}$ ) establecida por la UE para estos compuestos. El máximo de THMs se situó en 31,87  $\mu\text{g/l}$ . El compuesto mayoritario fue TCM, coincidente con nuestros datos. También investigan la incidencia del origen del agua superficial o subterránea en el nivel de THMs, concluyendo que los mayores niveles de estos subproductos se asocian a aguas superficiales tratadas.

Según Olmedo Sánchez (2008), los valores pueden oscilar desde <10  $\mu\text{g/l}$  en aguas cloradas de origen subterráneo a incluso >200  $\mu\text{g/l}$  en aguas cloradas de origen superficial. Los resultados obtenidos en las muestras de agua de consumo analizadas son de procedencia superficial mayoritariamente en las ZA centro urbana y semiurbana de Madrid.

En el estudio de Montesinos & Gallego (2012) se analizaron muestras de agua de grifo tratadas en plantas de tratamiento de desinfección con diferentes agentes oxidantes para establecer su efecto sobre la aparición de SPD, fundamentalmente los cuatro THMs regulados en agua del grifo. Paralelamente, también se estudió la influencia de factores como el nivel de cloro residual libre, la oxidabilidad al permanganato o el bromuro. Los datos sugieren que la oxidabilidad al permanganato y la concentración de bromuro, así como las condiciones de desinfección, están directamente relacionadas con la generación de THMs, tanto en sus concentraciones como en su especiación.

En estudios internacionales, Krasner et al. (2006) investigaron más de 50 SPD procedentes de 12 plantas de tratamiento de Estados Unidos, que calificaron como de alta

prioridad por su toxicidad potencial, entre ellos se incluían los THM yodados. Aunque el uso de desinfectantes alternativos (ozono, dióxido de cloro y cloraminas) minimizaba la formación de los cuatro THMs regulados, los niveles más altos de THM yodados, se encontraron en una planta que usaba cloraminación sin precloración. Estos últimos subproductos pueden ser más tóxicos que algunos de los THMs regulados. La post-desinfección mediante cloraminación y la biofiltración pueden reducir el potencial de formación de estos subproductos (Krasner, 2009).

Evlampidou et al. (2020) ha llevado a cabo un estudio de los niveles de THMs entre los años 2005-2018 en distintos países europeos. Dentro de nuestro país el estudio abarcaba distintas regiones: Cataluña, Asturias, País Vasco, Granada y Valencia, y sólo en el percentil 90 de las muestras de Cataluña detectaron un nivel de 197  $\mu\text{g/l}$  superior al VP.

Si bien los autores apreciaron cierta variabilidad en los niveles de THMs, en general las concentraciones encontradas en las distintas regiones españolas fueron concordantes con las obtenidas para otros países europeos (Italia, Lituania o Reino Unido) y también del mismo orden a las obtenidas en la presente investigación. Únicamente Grecia mostró niveles más bajos y Francia señaló niveles superiores a los de nuestro país. El uso de ozono en Países Bajos, Alemania y Francia, la radiación ultravioleta en el caso de Austria o la aplicación de cloraminas en países como Finlandia ó Suecia, separadamente o en combinación con cloro dieron como resultado una considerable reducción en la concentración de THMs.

En su estudio sobre THMs, Corso et al. (2018) en los 100 distritos administrativos de Francia observaron grandes variaciones de concentración atribuibles al distinto origen de las aguas: superficial o subterránea, detectando valores en un rango entre 1,8 y 38,6  $\mu\text{g/l}$ .

En Italia, el uso generalizado de dióxido de cloro contribuye a niveles más bajos de THMs. Dichos productos se evidenciaron en el 77% de la totalidad de las muestras, en un rango de concentraciones con valores medios que oscilaron entre 0,01-54  $\mu\text{g/l}$ , pero con un valor de mediana muy bajo 1,12  $\mu\text{g/l}$  (Fantuzzi et al., 2007).

En relación con las investigaciones en otras regiones, Amjad et al. (2013) realizaron un estudio sobre la presencia de THMs en los suministros de agua potable de Rawalpindi e Islamabad, (Pakistan). La concentración total promedio de THMs fue de 142 y 260  $\mu\text{g/l}$ , respectivamente.

Estos valores son superiores a las normas de los Estados Unidos (80 µg/l) y de la UE (100 µg/l) y también a los encontrados en nuestro estudio. En lo que respecta a las especies de THMs, éstas se encontraron en el siguiente orden: TCM, BDCM, CDBM y TBM, concordantes con la secuencia encontrada en la presente investigación.

Yu et al. (2019) determinaron estos compuestos en distintas áreas rurales de China encontrando los THMs en un rango de 3,26 µg/l y 69,28 µg/l, con un valor medio de 29,76 µg/l y siendo el TCM el compuesto predominante.

En Irán, se realizó un estudio para comprobar la efectividad de tratamientos alternativos tras la cloración, como son la osmosis inversa o el intercambio iónico en la reducción de la generación de THMs, seleccionando dos lugares de muestreo y recogiendo muestras de agua antes y después del tratamiento. Las concentraciones de THMs obtenidas antes y después del tratamiento por ósmosis inversa fueron de 98,1 y 8,88 µg/l respectivamente, y tras el intercambio iónico de 101,9 a 14,96 µg/l, lo que demuestra la eficacia de estas técnicas alternativas (Kujlu et al., 2020).

Siguiendo con países asiáticos en la India (Bangladesh) Ahmed et al. (2019) controlaron los valores de THMs en seis regiones diferentes de la ciudad de Dhaka obteniendo en todas ellas valores superiores a 80 µg/l. En el caso de Tailandia, algunos autores como Sriboonnak et al. (2021) reportan niveles muy superiores a 100 µg/l.

Sinha et al. (2021) en un estudio exhaustivo de revisión a nivel internacional, indica que existen estudios en Estados Unidos, Canadá y Brasil que han cuantificado concentraciones de THMs superiores a las recomendadas en algunas muestras de agua y sería necesaria su reducción para disminuir los riesgos asociados a estos compuestos.

De la misma manera analizan la situación en Australia donde indican que el cumplimiento de los valores recomendados es diferente según la provincia del país estudiada.

Por ello también sugieren estrategias efectivas para la eliminación de precursores, entre las que remarcan la membrana de nanofiltración y la oxidación con radiación UV u ozono.

#### **6.4.2. Distribución de THMs en función del año de muestreo**

Los resultados de THMs desglosados por año de muestreo se reflejan en la tabla 6.4. La frecuencia de muestreo no fue homogénea a lo largo del periodo de estudio, oscilando entre un mínimo de 7 muestras en el año 2015 (6,48% de la totalidad de las muestras),

coincidente con el inicio del proyecto y un máximo de 30 en el siguiente año (27,8% del muestreo).

**Tabla 6.4. Niveles de las especies de THMs en función del año de muestreo**

Año	Variable	N	Media	SD	Min	Mediana	Max
<b>2015</b>	TCM	7	26,1	1,36	24	26	28
	TBM	7	5,59	1,01	3,7	5,6	6,6
	DBCM	7	2,97	0,3	2,6	2,8	3,4
	BDCM	7	8,43	0,85	7,2	8,7	9,2
	THMs	7	43,09	2,96	39,3	44,5	46
<b>2016</b>	TCM	30	24,5	6,45	14	24	37
	TBM	30	4,35	6,43	0	0	26
	DBCM	30	1,36	2,18	0	0	6,7
	BDCM	30	5,14	3,86	0	3,7	12
	THMs	30	35,34	13,13	17	33,6	74,2
<b>2017</b>	TCM	20	32,45	8,42	15	34	48
	TBM	20	1,92	2,89	0	0	8,4
	DBCM	20	1,26	2,02	0	0	5,1
	BDCM	20	5,78	3,89	0	3,9	14
	THMs	20	41,41	14,85	15	40,4	73,6
<b>2018</b>	TCM	14	26,14	5,4	18	26	34
	TBM	14	0	0	0	0	0
	DBCM	14	0	0	0	0	0
	BDCM	14	2,07	1,63	0	2,95	3,7
	THMs	14	28,21	6,88	18	28,95	37,7
<b>2019</b>	TCM	17	19,94	13,65	0	22	37
	TBM	17	2,61	5,64	0	0	20
	DBCM	17	0,62	1,43	0	0	4,8
	BDCM	17	1,09	1,56	0	0	4,2
	THMs	17	24,25	10,61	4,5	24,8	41,2
<b>2020</b>	TCM	20	21,3	12,67	0	22,5	40
	TBM	20	2,29	4,44	0	0	15
	DBCM	20	1,87	5,19	0	0	23
	BDCM	20	1,77	2,05	0	1,35	7,4
	THMs	20	27,22	9,58	6,5	28,5	46

Posteriormente el nº de muestras ha sido intermedio y ha habido mayor uniformidad. A pesar de la disminución del ritmo de recogida de muestras provocada por la pandemia del SARS-COVID 19, no ha tenido efecto en el caso de este muestreo.

Con respecto a los niveles de THMs en nuestro estudio, destaca la mayor concentración media en el año 2015 y la concentración más baja en el año 2019.

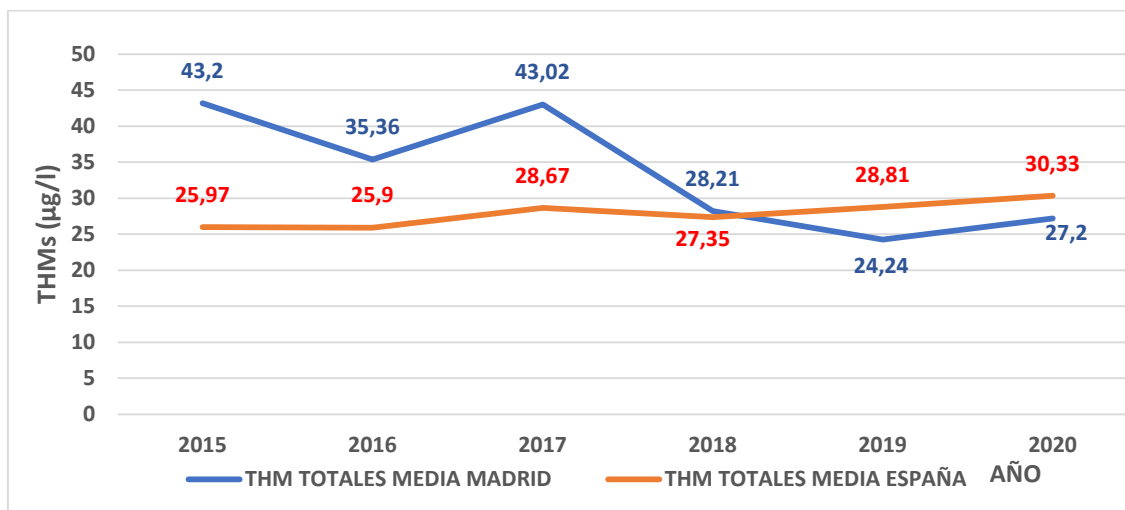
El componente que tiene mayor peso en relación al total es el TCM que representa un porcentaje del total entre un 60,67% en el año 2015 y un 92,66% en el 2018.

Destacar también que en este año se aprecia una contribución nula de las especies TBM y DCBM. Dentro de las especies minoritarias, el BDCM es el compuesto que sigue en orden de magnitud al TCM y presenta mayor contribución a los THMs en los años 2015-2017 con porcentajes entre 14 y 19,5% frente a los años 2018-2020 con porcentajes entre un 4,5 y 7,3%. En el conjunto de los años estudiados, si se agrupan en un primer periodo 2015-2017 y 2018-2020 se manifiesta una clara disminución tanto de los niveles de THMs como de TCM con un nivel de significación de  $p=0,055$ .

Este hecho podría deberse a la implantación por CYII de nuevas tecnologías en las plantas de potabilización del agua para consumo humano en estos últimos años, de acuerdo con la agenda 2030, consiguiendo un mayor grado de eliminación de la MON mediante procesos de oxidación con ozono y filtración a través de carbón activo para reducir la generación de subproductos, tales como los trihalometanos.

Como se observa en la Figura 6.2, el agua de Madrid en su conjunto, tiene una presencia de THMs cerca del 60-70 % inferior a los límites marcados por la legislación vigente.

**Figura 6.2. Evolución comparativa anual de los niveles de THMs en el agua de consumo en España frente a la ciudad de Madrid**



A nivel nacional, las concentraciones superiores de THMs responden a ZA con poblaciones de mayor número de habitantes y muestras tomadas en instalaciones interiores o en el grifo del consumidor, y aunque los valores medios según destaca el informe nacional de calidad del agua de consumo, son discretos, tanto en 2017 como en 2020 se registraron picos de valores de 346 y 464 µg/l respectivamente (MS, 2018; MS, 2021).

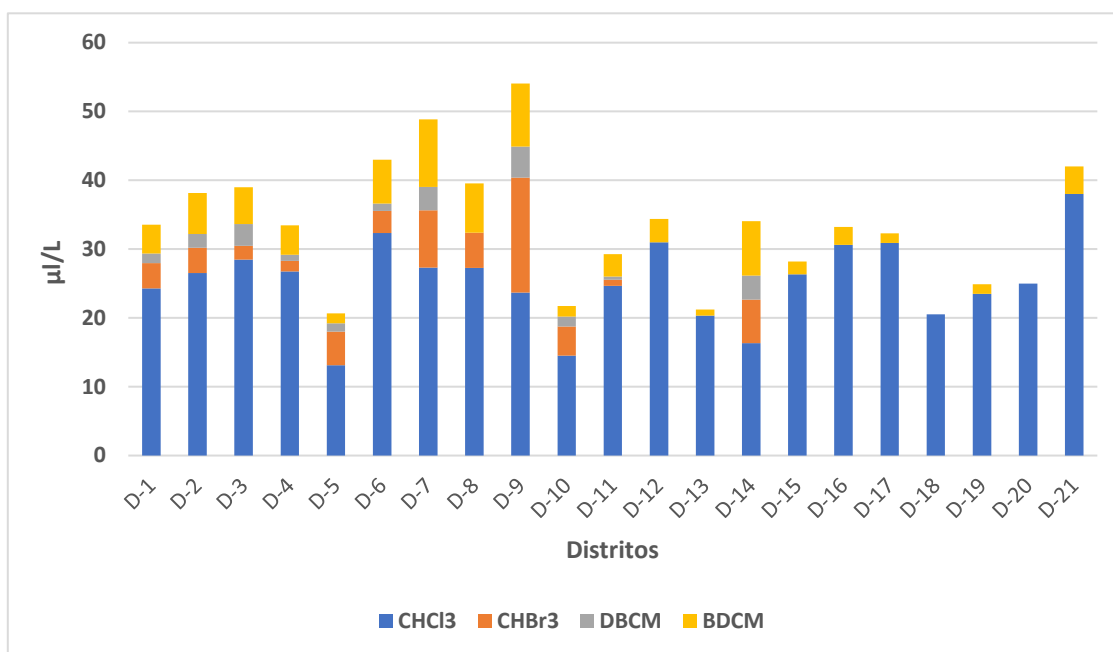
Mientras que en el presente muestreo se registraron picos máximos mucho menores con valores de 74,2  $\mu\text{g/l}$  y 73,6  $\mu\text{g/l}$  en los años 2016 y 2017 respectivamente.

### 6.4.3. Distribución de THMs en función del distrito

A lo largo del periodo de estudio se ha realizado el muestreo en los 21 distritos de Madrid (Figura 6.1). El muestreo no fue homogéneo en todos ellos. Destaca el mayor porcentaje de muestreo en el distrito 3 con el 12% de muestras, seguido de los distritos 1, 2, 4, 5, 10, 11 y 17 con participación entre un 5 y un 10% en el cómputo total del muestreo. La frecuencia en los restantes distritos fue baja (< 5%).

El nivel más alto de THMs se detectó en el distrito 9 con valores medios de 54,1  $\mu\text{g/l}$ , mientras que las muestras del distrito 2 tuvieron las concentraciones medias más bajas de 20,7  $\mu\text{g/l}$  (Figura 6.3). Dentro de los THMs, el TCM fue la estructura dominante, si bien se encontraron rangos muy dispares entre 43,7 y 100% de la contribución en función del distrito, tal como se aprecia en la Figura 6.3, donde se destacan los distritos 7, 9 y 14 con contribuciones cercanas al 50% y en contraposición los distritos 18 y 20 con el 100% de contribución.

**Figura 6.3. Niveles de especies individuales de THMs según distrito de muestreo**



En las muestras de los distritos 1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 11 y 14 se observa una secuencia en orden de magnitud decreciente de las distintas especies: TCM > BDCM > TBM > DBCM. Sin embargo, el perfil de THMs de las muestras de los distritos 5, 9 y 10 fue TCM > TBM

> BDCM  $\geq$  DBCM. En las muestras de los distritos 12, 13, 15, 16, 17, 19 y 20 no se detectaron las especies TBM, ni DBCM y en las muestras de los distritos 18 y 20 tan solo se cuantificó TCM.

Al establecer una comparativa entre los distritos de la almendra central (D1-D7) frente a la periferia (D8-D21), se observa una mayor concentración de THMs en los primeros con valores medios de 36,7  $\mu\text{g/l}$  frente a los niveles de los restantes distritos de 31,5  $\mu\text{g/l}$ , aun sin apreciarse diferencias sustanciales.

Las diferentes concentraciones, aunque ligeras, pueden obedecer a la distinta densidad de población en unos y otros distritos. Así, si atendemos a la media del valor de THMs respecto a la población total, son los distritos de la almendra central con una densidad de población muy homogénea promedio de 154.000 habitantes, los que tienen el valor medio más elevado. Con respecto a los distritos periféricos, con una densidad de población superior (239.000 habitantes) aunque muy heterogénea dependiendo del distrito, la concentración media de THMs es inferior. Este hecho podría atribuirse a la mayor cercanía a las ETAP y a la menor longitud de las redes de distribución.

El consumo medio de agua en Madrid es de 133 l/habitante/día en 2020. El alto consumo de agua por habitante en estos distritos más poblados ocasiona el menor tiempo de permanencia en la red y por tanto la menor incidencia de THMs. Excepcionalmente el distrito 21 menos poblado correspondiente a Barajas con 50.010 habitantes presenta una media de THMs más alta (42  $\mu\text{g/l}$ ), posiblemente por ser un distrito en crecimiento, con la población más desagregada, con las redes de distribución más extensas y algunas todavía sin mallar con el consiguiente estancamiento del agua (INE, 2020).

#### **6.4.4. Análisis de la concentración de THMs según el tipo de toma de muestra**

Los resultados se reflejan en la tabla 6.5. En nuestro estudio, la mayor parte de las muestras se tomaron en EOM de la red de distribución (83%), seguidas de fuentes (5,55%), centros de enseñanza (4,6%), organismos públicos (3,7%), polideportivos (1,85%) y bocas de agua en vía pública (0,9%).

Los resultados son bastante uniformes con valores medios de THMs en un rango entre 30-40  $\mu\text{g/l}$ . Si bien, algunos tipos de toma, tuvieron un muestreo muy reducido y aunque se detectaron los niveles más elevados del rango, en las muestras de polideportivos no podemos considerarlo relevante.

En las muestras de bocas, centros de enseñanza y organismos públicos se detecta la ausencia de TBM y DBCM y por tanto la mayor contribución del TCM a los THMs (92-100%).

En este tipo de muestra en Polideportivos, se observó un perfil diferente de especies individuales, de forma que aunque el TCM fue el mayoritario, sólo contribuyó con un 45,24% al valor de THMs y tanto el TBM, como el DBCM fueron especies muy destacables con niveles medios de 9 µg/l y contribución de un 21% a los totales.

Esto podría deberse a que en periodos de sequía el sistema general de abastecimiento de la CAM integra junto al uso de aguas superficiales, a las aguas subterráneas que son más ricas en bromo como fuentes de suministro, constituyendo un recurso estratégico para situaciones de emergencia y sequia prolongada.

En las EOM que constituyeron el grueso del muestreo, la contribución de los valores medios del TCM a los THM totales fue del 74,6%, destacando dentro de los restantes compuestos el DBCM. Además, dentro de este tipo de toma muestra se detecta el mayor valor máximo de THMs (74,2 µg/l) respecto a los restantes tipos.

De la totalidad de las muestras (n=108), un 83,3% se recogieron en red de distribución de CYII, de ellas el 78,7% se tomaron en el grifo de toma de muestras en EOM y las 5 muestras restantes (4,63%) se tomaron en los grifos de muestreo de salida de agua de varios depósitos de distribución de CYII (Olivar, Plaza de Castilla y Retamares). En centros deportivos y algunos organismos públicos, se nota un aumento de THMs en grifo.

Esto podría atribuirse a que los depósitos interiores en estas instalaciones están situados tras la llave de la acometida de la red general de abastecimiento de CYII y habitualmente se suelen reclarar y por las largas redes de distribución interior, lo que provoca permanencia y estancamiento del agua en dichas instalaciones. Sin embargo, dado el muestreo reducido en este tipo de tomas, no tiene una gran trascendencia en el estudio.

Si se establece una comparativa entre los valores muestreados en el Canal (EOM) y aquellos procedentes de otras zonas de muestreo no se detectan diferencias significativas ( $p \geq 0,05$ ).

Tales resultados de THM en función del tipo de toma realizada, se reflejan por los valores de la mediana expuestos en la tabla 6.5.

**Tabla 6.5. Niveles de las especies individuales de THMs en función del tipo de toma**

<b>Tipo</b>	<b>Variable</b>	<b>N</b>	<b>Media</b>	<b>DE</b>	<b>Min</b>	<b>Mediana</b>	<b>Max</b>
<b>Bocas acometidas</b>	TCM	1	36	1	36	36	36
	TBM	1	0	1	0	0	0
	DBCM	1	0	1	0	0	0
	BDCM	1	0	1	0	0	0
	THMs	1	36	1	36	36	36
<b>Canal (EOM + depósitos)</b>	TCM	90	24,52	10,01	0	25	48
	TBM	90	3,04	5,06	0	0	26
	DBCM	90	1,13	1,82	0	0	6,7
	BDCM	90	4,17	3,66	0	3,25	14
	THMs	90	32,86	13,57	4,5	31,45	74,2
<b>Centros de enseñanza</b>	TCM	5	33,6	6,43	23	34	40
	TBM	5	0	0	0	0	0
	DBCM	5	0	0	0	0	0
	BDCM	5	0,56	1,25	0	0	2,8
	THMs	5	34,16	5,29	25,8	34	40
<b>Fuentes parques</b>	TCM	6	23,17	13,03	0	26	34
	TBM	6	1,08	2,65	0	0	6,5
	DBCM	6	3,83	9,39	0	0	23
	BDCM	6	0,98	1,52	0	0	3
	THMs	6	29,07	13,28	6,5	32,5	46
<b>Organismos públicos</b>	TCM	4	27,5	9,33	19	27	37
	TBM	4	0	0	0	0	0
	DBCM	4	0	0	0	0	0
	BDCM	4	2,35	1,66	0	2,75	3,9
	THMs	4	29,85	9,23	21,6	28,45	40,9
<b>Centros Polideportivos</b>	TCM	2	19	2,83	17	19	21
	TBM	2	9,05	2,76	7,1	9,05	11
	DBCM	2	4,85	0,07	4,8	4,85	4,9
	BDCM	2	9,1	1,27	8,2	9,1	10
	THMs	2	42	4,24	39	42	45

Al establecer una comparativa con los datos de THMs reflejados en el informe de la calidad del agua de consumo humano en España (MS, 2021), se observa que a nivel nacional se ha efectuado un mayor control en depósitos (40-50 % del total) con respecto al muestreo del presente estudio que fue mayoritario en red de distribución (EOM) y escaso en depósito (en total 5 depósitos de canal). Los subproductos del tratamiento del agua en depósito son menores que en las redes de distribución, por ello en valor medio, los datos a escala nacional son inferiores a los nuestros.

En este sentido considerando únicamente nuestros datos, se ha constatado que los valores medios en los 5 depósitos muestreados fueron de 28,8 µg/l, datos no diferenciados en la

tabla del resto de las muestras de EOM, e inferior al valor medio de los restantes puntos del muestreo, cuyo nivel fue de 33,53 µg/l.

En los informes anuales nacionales se evidenciaron diferencias estadísticamente significativas, en función del tipo de toma de muestra efectuada ya fuera planta de tratamiento, depósito o red de distribución, al contrario de lo que ha ocurrido en las muestras analizadas en este estudio.

#### **6.4.5. Análisis de THMs en función de la estacionalidad**

Se ha contemplado en el presente estudio la época del año en la que se ha realizado el muestreo diferenciando los resultados de THMs en las cuatro estaciones: primavera (meses 4 y 6), verano (meses 7 y 9), otoño (meses 10 y 11) e invierno (meses 2 y 3). El muestreo no ha sido uniforme.

El mayor volumen se produjo en otoño con un 52,8% de las muestras totales, seguido de invierno con el 25,9 %, mientras que las estaciones de primavera y verano están menos representadas con porcentajes de muestreo del 11,1% y 10,2% respectivamente.

Como sabemos los SPD incluidos los THMs, aumentan su concentración a lo largo de la red de distribución, dado que el desinfectante residual sigue reaccionando con la materia orgánica a lo largo del tiempo y con mayor énfasis en las estaciones calurosas.

Los SPDs bromados (DBCM) se encontraron en mayores concentraciones en primavera, dada la mayor concentración de bromuros presentes en estas estaciones, atribuible posiblemente a la mayor cantidad de materiales orgánicos debidos a la eutrofización que aparece en dicha estación con la consecuencia de la mayor proliferación de algas (Rodríguez et al., 2007).

El compuesto mayoritario fue TCM y puesto que tiene el mayor peso en el cómputo de THMs, se aprecia una tendencia similar. En la campaña de invierno los valores medios fueron los más elevados (29,68 µg/l), mientras el muestreo de verano destacó por las menores concentraciones medias (16,27 µg/l).

Como se puede apreciar en la tabla siguiente los valores medios más elevados se detectan en las estaciones de invierno y primavera (41,25 µg/l y 39,56 µg/l respectivamente) frente a los obtenidos durante los periodos de otoño y verano (29,34 µg/l y 21,76 µg/l).

El dato más alto correspondió a una muestra del mes de marzo, con un valor de THMs de 74,2 µg/l como se aprecia en la tabla 6.6.

**Tabla 6.6. Niveles de las especies individuales de THMs en función de la estacionalidad**

Estación	Variable	N	Media	DE	Min	Mediana	Max
<b>Otoño</b>	TCM	57	24,64	5,9	14	25	37
	TBM	57	0,78	1,97	0	0	6,6
	DBCM	57	0,82	3,17	0	0	23
	BDCM	57	3,11	2,51	0	2,9	9,2
	THMs	57	29,34	8,57	14	28,5	46
<b>Invierno</b>	TCM	28	29,68	8,55	14	33	43
	TBM	28	4,66	6,55	0	0	26
	DBCM	28	1,46	2,23	0	0	6,7
	BDCM	28	5,46	3,92	0	4,4	12
	THMs	28	41,25	10,25	20,5	39,95	74,2
<b>Primavera</b>	TCM	12	23,58	18,14	0	29,5	48
	TBM	12	6,57	3,89	0	6,3	15
	DBCM	12	3,07	1,96	0	3,95	5,1
	BDCM	12	6,34	5,46	0	7	14
	THMs	12	39,56	22,59	6,5	41	73,6
<b>Verano</b>	TCM	11	16,27	13,45	0	24	33
	TBM	11	4,03	6,68	0	0	20
	DBCM	11	0,95	1,71	0	0	4,8
	BDCM	11	0,51	1,14	0	0	3,1
	THMs	11	21,76	9,2	4,5	24,8	36,1

Nuestros resultados en Madrid reflejan una débil, aunque significativa variabilidad estacional, en parte por los niveles tan bajos detectados en la mayoría de los casos y por otra parte también hay que considerar las diferencias en el volumen total de muestras en las diferentes estaciones, especialmente mas bajo en primavera y verano.

Si bien el estiaje debería favorecer una mayor tasa de formación de SPD por la mayor temperatura del agua y mayor dosificación de cloro, en nuestro caso, los resultados indican lo contrario.

Esto podría atribuirse a la alta volatilidad de estos compuestos y en este sentido los estudios en Castilla- León de García-Villanova et al. (2010) señalan que a temperaturas relativamente elevadas en la red de distribución (20 °C), la simple aireación del agua después de la cloración es capaz de reducir la concentración de THMs.

El estudio en dos ciudades españolas Ávila y Salamanca, encontró una dependencia no lineal para los THMs en esta última ciudad, de modo que se producía un máximo a T=

21,2 °C, a partir del cual se observaba una fuerte disminución de los THMs con el aumento de temperatura (García-Villanova et al., 2010).

En nuestro trabajo en algunos de los puntos críticos se repitió la toma de muestras a lo largo del periodo del estudio para obtener información relativa a la evolución temporal de las concentraciones de THMs según la estación del año y así, los resultados de la suma de THMs en acometida del mismo organismo público en el distrito de Retiro variaron de 22 µg/l en el mes de noviembre de 2016 hasta 41 µg/l en el mes de marzo de 2017, lo que podría sugerir la existencia de variación estacional para estos SPD.

También se pudieron observar ejemplos concretos de la repetición en distintos años de puntos de toma de muestra en las EOM del CYII dentro de una misma estación del año, en los que se detectaron niveles similares y uniformes entre sí (cercaos a 30 µg/l).

Los estudios de variación estacional de THMs realizados en distintas ciudades españolas arrojan datos contradictorios. Freire et al. (2008) en la investigación realizada en la ciudad de Granada detectaron mayores niveles de THMs en la estación de verano (0,01 - 31,87 µg/l) frente a la de invierno (0,14 - 18,75 µg/l), destacando también la diferencia según origen del agua, siendo mayores los niveles cuando se trataba de aguas superficiales en relación a las subterráneas.

Sin embargo, investigaciones de Fraile et al. (2005) llevadas a cabo en el periodo 2001-2003 en Navarra orientan a valores superiores de THMs en la estación de invierno. Jiménez Restrepo et al. (2011) en su estudio en 49 ciudades españolas no encuentran que las diferentes zonas climáticas presenten alguna influencia sobre los niveles de THMs.

Los estudios españoles de Villanueva et al. (2003), Villanueva et al. (2012) y Hernández Sánchez et al. (2011), concluyen que se produce un aumento claro en verano; debido a la eutrofización de los embalses suministradores del agua superficial y por ello al aumento de las rechloraciones para evitar este problema, con la consecuencia del aumento proporcional de subproductos clorados especialmente los THMs. Los estudios de Hernández Sánchez et al. (2011) recopilan la información bibliográfica sobre THMs en aguas de abasto de distintas zonas y países del mundo: América, China, Grecia, Turquía y España, reflejando la variación estacional comparativa. Sitúan a España con cifras que oscilan entre > 90 µg/l en la primavera y 70-75 µg/l en verano, otoño e invierno, superiores a la media de otros países, a excepción de Grecia que supera el límite del VP 100 µg/l.

La bibliografía existente sobre THMs en distintos países revela la alta incidencia de estos SPDs en los sistemas de distribución de agua potable con porcentajes muy variables que oscilan ampliamente entre distintas estaciones del año y según el lugar de origen de la toma de muestras. Golfinopoulos (2000) en la investigación realizada en Grecia, destaca mayores niveles de THMs en verano-otoño frente a primavera-invierno.

Por otro lado, en el continente americano, investigaciones realizadas en Canadá por Chowdhury (2013) y Guilherme & Rodríguez (2014) detectaron valores más elevados de THMs en los meses de verano frente a los meses de invierno, todos ellos dentro de los límites legales marcados por cada provincia, por debajo de 80 o 100  $\mu\text{g/l}$  de THMs. Rodríguez et al. (2003) al comparar los niveles de THMs en Quebec en las estaciones de invierno y verano, observan concentraciones de 2,5 a 5 veces superiores en esta última estación. Serodes et al. (2003) en esta misma ciudad encuentran mayor proporción de estos subproductos en primavera y es concordante con las investigaciones de Mosaferi et al. (2021) en aguas de Irán que encuentran mayores niveles en la campaña de primavera frente a la de otoño. Los estudios Ahmed et al., (2019) en Bangladesh coinciden en las elevadas concentraciones detectadas en agua de grifo, superiores en verano.

De todos estos estudios se desprende que hay una enorme variabilidad, y que no se puede establecer un patrón único de comportamiento solamente en función de este criterio.

#### **6.4.6. Estimación del riesgo de exposición a los THMs**

La evaluación de riesgos asociada a la distribución y tratamiento del agua de consumo debe de contemplar los posibles riesgos derivados de los productos y materiales en contacto con aguas destinadas al consumo humano, según la Directiva 2020/2184, que establece para toda la UE un mecanismo general de vigilancia del mercado de los productos para evitar la incorporación de sustancias potencialmente perjudiciales a las aguas. En función de los resultados de la evaluación de riesgos, se deben adoptar las medidas necesarias para garantizar, entre otros aspectos, que se cuenta con las medidas de control y gestión apropiadas, para no poner en peligro la salud humana.

La evaluación de riesgos asociada a la presencia de contaminantes en agua de grifo cobra una gran importancia, debido a la elevada proporción de su ingesta para cubrir las necesidades hídricas de la población. Los datos correspondientes a la población española aluden a un 73,6% de personas que beben agua de grifo (Díaz Olalla et al., 2020).

La CAM es la región donde menos agua embotellada se consume a nivel doméstico, lo cual hace que la evaluación de riesgos de THMs en agua de grifo sea todavía más relevante en la población madrileña.

En relación con los THMs, numerosos estudios epidemiológicos aluden a la asociación entre la exposición a subproductos de la cloración por ingesta de agua potable principalmente y efectos nocivos sobre la salud humana.

Como ya se ha comentado en el apartado 3.2.4 se han evidenciado fundamentalmente dos tipos de efectos asociados a esta exposición, los efectos cancerígenos que suponen el incremento de diversos tipos de cáncer fundamentalmente de vejiga y el de colon (Villanueva et al., 2017; Helte et al., 2022).

Efectos no cancerígenos, entre los que destacan los trastornos reproductivos y las alteraciones hepáticas y los daños al hígado, riñones y sistema nervioso central entre otras acciones tóxicas (Jeong et al., 2012; Villanueva et al., 2015; Summerhayes et al., 2021).

El riesgo de exposición se ha estimado considerando la población residencial adulta, puesto que se busca valorar el riesgo de una exposición crónica a lo largo de los años y la probabilidad de desarrollar cáncer de vejiga, se incrementa por el consumo habitual de agua de grifo clorada, durante toda la vida, con independencia de la suma de riesgos asociadas a otras vías como la absorción dérmica.

En este estudio se han calculado dos criterios de valoración de los efectos críticos: riesgo cancerígeno (RC) y riesgo no cancerígeno (RNC) derivado del consumo de agua de grifo por la población madrileña.

El cálculo de ID se ha estimado para los consumidores medios (P50) y para los altos consumidores (P95) y se han dividido las muestras en 7 rangos de concentración de THMs entre  $<2,5 \mu\text{g/l}$  y  $50-75 \mu\text{g/l}$ .

A partir de estos datos se ha estimado el riesgo cancerígeno (RC) y el riesgo no cancerígeno (RNC) para cada rango de concentración y nivel de las distintas especies estudiadas.

La tabla 6.7 muestra la concentración media de los THMs en cada rango o intervalo que hemos establecido (en  $\mu\text{g/l}$ ), desde  $2.5 \mu\text{g/l}$ - $10 \mu\text{g/l}$ , con solo 3 muestras, hasta el valor máximo encontrado de  $75 \mu\text{g/l}$  también con 3 muestras, y encontrando el mayor número de muestras entre los valores  $30-40 \mu\text{g/l}$ .

**Tabla 6.7. Distribución de las muestras en función de los rangos de concentración de las especies de THMs**

THMs µg/l	Muestras		Niveles promedio (µg/l)				
	Nº	%	TCM	TBM	DBCM	BDCM	THMs
2,5-10	3	2,78	0,00	6,27	0,90	0,00	7,00
>10<20	13	12,04	11,46	3,54	1,12	0,40	16,52
>20-30	28	25,93	21,29	0,91	0,17	2,13	24,55
>30-40	37	34,26	30,18	0,88	0,45	3,36	34,92
>40-50	18	16,67	29,06	5,24	3,39	6,98	44,76
>50-60	6	5,56	33,17	6,62	3,23	9,80	57,68
>60-75	3	2,78	38,00	13,67	5,10	12,67	69,50

En la tabla 6.8 se refleja el cálculo de ID de cada especie y del total de THMs para cada consumidor medio y alto en µg/kg/día.

**Tabla 6.8. Cálculo de las ingestas diarias (ID) de las especies de THMs para consumidor medio y alto según rangos de concentración del total de THMs**

THMs µg/l	ID (µg/kg/d)									
	TCM		TBM		DBCM		BDCM		THMs	
	Medio	Alto	Medio	Alto	Medio	Alto	Medio	Alto	Medio	Alto
2,5-10	0,00	0,00	0,17	0,31	0,02	0,05	0,00	0,00	0,19	0,35
>10<20	0,31	0,57	0,10	0,18	0,03	0,06	0,01	0,02	0,45	0,83
>20-30	0,58	1,06	0,02	0,05	0,00	0,01	0,06	0,11	0,67	1,23
>30-40	0,82	1,51	0,02	0,04	0,01	0,02	0,09	0,17	0,95	1,75
>40-50	0,79	1,45	0,14	0,26	0,09	0,17	0,19	0,35	1,21	2,24
>50-60	0,90	1,66	0,18	0,33	0,09	0,16	0,27	0,49	1,57	2,88
>60-75	1,03	1,90	0,37	0,68	0,14	0,26	0,34	0,63	1,89	3,48

- Riesgo cancerígeno (RC)

El riesgo de cáncer se ha estimado considerando únicamente la ruta de ingestión directa por el agua de abastecimiento que es la más relevante.

No obstante, se sabe que los THMs se pueden incorporar también al organismo, aunque en menor medida, por otras vías potenciales como son la vía inhalatoria ( duchas ) o dérmica ( baño ). De acuerdo con los datos encontrados en la bibliografía, la ingestión supondría hasta un 80% frente a las restantes rutas de exposición ( Amjad et al., 2013 ).

Entre los diferentes THMs, se ha informado que el TCM es el principal THM que causa riesgo de cáncer a través de la vía de exposición tanto oral como dérmica, mientras que en el caso de la inhalación se debe principalmente a BDCM ( EPA, 2005 ).

El riesgo total de cáncer (RTC) para cada rango se ha obtenido mediante la suma de la estimación del riesgo individual de cada una de las cuatro especies (Tabla 6.9).

**Tabla 6.9. Riesgo cancerígeno ( $\times 10^{-4}$ ) basado en los niveles de especies de THMs en el agua potable para población adulta (consumidor medio y alto)**

THMs $\mu\text{g/l}$	Riesgo cancerígeno ( $\times 10^{-4}$ )									
	TCM		TBM		DBCM		BDCM		THMs	
	Medio	Alto	Medio	Alto	Medio	Alto	Medio	Alto	Medio	Alto
2,5-10	0,000	0,000	0,013	0,025	0,021	0,038	0,000	0,000	0,034	0,063
>10<20	0,096	0,178	0,008	0,014	0,026	0,047	0,007	0,012	0,136	0,251
>20<30	0,179	0,330	0,002	0,004	0,004	0,007	0,036	0,066	0,221	0,407
>30<40	0,254	0,468	0,002	0,003	0,010	0,019	0,056	0,104	0,323	0,594
>40<50	0,244	0,450	0,011	0,021	0,077	0,143	0,118	0,216	0,451	0,830
>50<60	0,279	0,514	0,014	0,026	0,074	0,136	0,165	0,304	0,532	0,980
>60<75	0,320	0,589	0,029	0,054	0,116	0,214	0,213	0,393	0,678	1,250

Según los resultados reflejados en la tabla, las muestras cuyos valores de THMs están en el intervalo 2,5-10  $\mu\text{g/l}$  presentan índices de riesgo del orden de  $10^{-6}$ , tanto para consumidores medios, como para consumidores altos, por lo que la exposición es aceptable: 1 individuo de cada 1.000.000 de la población podría estar en riesgo de presentar cáncer.

Los intervalos siguientes de >10 hasta 50  $\mu\text{g/l}$  reflejan niveles de índice de riesgo total de cáncer del orden de  $10^{-5}$  para ambos tipos de consumidores, por lo que los valores se consideran asumibles (1 de cada 100.000).

Únicamente en la evaluación de riesgo total de cáncer, los índices correspondientes a consumidores altos de agua de grifo con concentraciones de THMs entre 50 y 75  $\mu\text{g/l}$  alcanzan valores del orden de  $10^{-4}$  ( $0,98 \times 10^{-4}$  y  $1,2 \times 10^{-4}$ ) y no podría descartarse un probable riesgo cancerígeno adicional para la población, sin embargo las muestras de agua de estos intervalos responden a un bajo porcentaje del total ( 8,34%), proceden de muestreos de 2016 y 2017 y no se encuentran niveles tan elevados en los años posteriores, tal como se refleja en el apartado 6.5.2. de este capítulo.

Nuestra estimación es concordante con los tres estudios de caso-control europeos (Francia Finlandia y España) llevados a cabo por Costet et al. (2011) que sugerían un aumento del 47 % de probabilidad de padecer cáncer de vejiga en hombres expuestos a subproductos de la cloración correspondientes a concentraciones de THMs superiores a 50  $\mu\text{g/l}$ .

Los riesgos aumentaron significativamente para niveles de exposición superiores a 25 µg/l y con más de 30 años de exposición al agua clorada, en comparación con aquellos expuestos a niveles ≤ 5 µg/l.

En la estimación del riesgo individual de cada una de las cuatro especies, se puede comprobar que el TCM es el que presenta mayor contribución al riesgo total, seguido del DBCM con índices de riesgo de cáncer del orden de 10<sup>-5</sup> en las muestras de agua que presentan concentraciones de THMs a partir de 10 µg/l en el caso del TCM y de >20 µg/l en el caso del DBCM (Font-Ribera, et al., 2018).

No hay que olvidar que la evidencia toxicológica ha revelado que tanto el TCM como el BDCM son posiblemente cancerígenos para los humanos clasificados en el (Grupo 2B) (IARC, 1999a; IARC, 1999b)

- Riesgo no cancerígeno

Es el riesgo de sufrir algún efecto adverso que no sea un cáncer, tras la ingestión crónica basado en los niveles de THMs individuales en el agua potable para población adulta.

**Tabla 6.10. Riesgo no cancerígeno medio y alto basado en los niveles de las especies de THMs en el agua potable para población adulta (consumidor medio y alto)**

THMs µg/l	Riesgo no cancerígeno									
	TCM		TBM		DBCM		BDCM		THMs	
	Medio	Alto	Medio	Alto	Medio	Alto	Medio	Alto	Medio	Alto
2,5-10	0,00	0,00	0,01	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,02
>10<20	0,03	0,06	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,07
>20-30	0,06	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,06	0,11
>30-40	0,08	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,09	0,16
>40-50	0,07	0,15	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,02	0,10	0,18
>50-60	0,09	0,17	0,01	0,02	0,00	0,01	0,01	0,02	0,12	0,21
>60-75	0,10	0,19	0,02	0,03	0,01	0,01	0,02	0,03	0,15	0,27

Los resultados de esta caracterización de riesgo no cancerígeno (Tabla 6.10) indicarían que no existe un riesgo potencial de sufrir algún efecto adverso derivado de la ingestión del agua de grifo por la población de Madrid, puesto que todos los cocientes de peligro (HQ) que se han calculado, están por debajo de la unidad.

#### 6.4.7. Estrategias para reducir los niveles de THMs en agua de consumo

La mayoría de las muestras del presente estudio no superan el VP de 100 µg/l establecido en la legislación vigente, si bien los valores más elevados se encuentran en la zona central

de Madrid. Como ya se ha mencionado en el apartado 6.4.2, en los 3 últimos años de muestreo se destaca la tendencia a la disminución con valores medios de THMs de 24 a 28 µg/l. Sin embargo, al tratarse de compuestos potencialmente cancerígenos, se deberían promover estrategias conducentes a su reducción o idealmente a su ausencia en el agua de grifo.

La reducción de los niveles de THMs en aguas potables, no es fácil, puesto que no se puede, ni se debe comprometer, la seguridad microbiológica del agua mediante la desinfección por compuestos clorados. Los niveles actuales de THMs podrían potencialmente evitarse optimizando las prácticas de tratamiento, desinfección y distribución del agua, entre otras posibles medidas.

Hasta la fecha, el cloro es el desinfectante de agua más económico, práctico y efectivo. La cloración, ha permitido controlar graves riesgos a corto plazo para la salud de la población, especialmente si las aguas superficiales sufren una fuerte contaminación por residuos orgánicos. En el caso de incremento de niveles de estos compuestos, se puede cesar la cloración en origen (precloración), aunque se debe seguir clorando en la etapa de desinfección en las plantas potabilizadoras para reducir la presencia de compuestos halogenados especialmente los clorados y bromados y evitar la formación de THMs.

La finalidad es conseguir que las empresas gestoras del agua (CYII) continúen haciendo esfuerzos para reducir la MON soluble en las fuentes de agua superficial y optimizar la dosis de cloro de la post cloración para mantener el cloro residual en la red de distribución en niveles óptimos con una formación mínima de SPD.

El riesgo de la cloración del agua sobre la salud humana es evitable, ya que hay métodos de desinfección y líneas de potabilización alternativos al cloro y a los procedimientos actuales, con igual capacidad desinfectante y menor formación de compuestos clorados y bromados.

Otros desinfectantes como el ozono, el dióxido de cloro y la monocloramina pueden ser una alternativa, al evitar la formación de algunos subproductos de la cloración. La aplicación de monocloraminas en la desinfección del agua de consumo de Madrid disminuye la presencia de THMs, y de hecho su concentración es menor a la descrita en otras regiones españolas, sobre todo en provincias donde se utiliza mayoritariamente la cloración con cloro libre (Villanueva et al., 2021). Por ello se puede considerar como una buena estrategia de desinfección.

Para evitar que se generen contenidos altos de THMs la mejor táctica es utilizar convenientemente métodos en el agua de origen como la coagulación-floculación, decantación y filtración, adecuados para eliminar la mayoría de la MON del agua (especialmente los ácidos húmicos y fúlvicos) antes del tratamiento de cloración, ya que están directamente relacionados con la mayor probabilidad de formación de THMs.

Para lograrlo, se están llevando a cabo estudios innovadores por el CYII que se reflejan en el Plan estratégico 2018-2030 y que incluyen la modernización de tecnologías de tratamiento sostenibles encaminadas a la reducción de THMs (CYII 2018).

La concentración de éstos en muestras de agua, también se ha relacionado directamente dentro de un mismo abastecimiento con los valores de turbidez, cuanto mayor es la turbidez del agua, mayor es la concentración de THMs, de tal manera que en la planta de tratamiento si antes de la etapa de desinfección presenta un valor  $>1$  UNF se requiere un sistema de filtración previo y posteriormente cuando la turbidez en agua de grifo es  $> 5$  UNF, como consecuencia de la complejidad de las redes de distribución por los materiales, el dimensionado, o el tiempo de retención en la red, es preceptivo también proceder a una filtración antes del consumo.

La estructura de la red de distribución es un factor que condiciona la mayor o menor presencia de THMs en el agua. Las redes de tipo mallada generan menos problema de THMs con respecto a las no malladas y las mixtas. En Madrid un alto porcentaje (85%) corresponde al primer tipo, con menor probabilidad de incremento de producción de THMs. Sería aconsejable incrementar su porcentaje en el municipio, especialmente en las zonas de ensanche y las nuevas urbanizaciones en los distritos en crecimiento. Si esto no fuera factible, se aconseja la utilización de filtros específicos en las acometidas, capaces de retener la materia orgánica que pudiera penetrar en la instalación interior.

El contenido de THMs en la red de distribución se elimina con el tiempo por su volatilidad, dependiendo de la temperatura y estación del año.

En la esfera doméstica los consejos para reducir la presencia de THMs en el agua incluyen el calentamiento a ebullición durante algunos minutos, que según Krasner & Wright (2005), puede provocar la eliminación de entre un 68 y un 98% del total de THMs, o también la aplicación de filtros domésticos, que podría reducir un 43% o en el caso de aplicación de filtros de carbón activo hasta un 99% (Hernández Sánchez et al., 2011).



La bacteria *Legionella* en el agua de consumo  
Fuente: <https://www.saemac.com/tratamiento-de-aguas/>

## **CAPÍTULO 7**

### **ESTUDIO DE *LEGIONELLA* EN EL AGUA DE MADRID**

---



## 7.1. MUESTREO

### 7.1.1. Localización de las muestras

La toma de muestras se localizó en los 21 distritos de la ciudad de Madrid (Figura 5.1). El muestreo se realizó en edificaciones de interés público para la salud de Madrid: centros polideportivos, hoteles, albergues, hospitales, centros de mayores, guarderías y organismos públicos u otro tipo de edificios, con una frecuencia anual durante el periodo de 2007-2020. Las campañas se priorizaron en centros deportivos y edificios públicos con sistemas de distribución de agua de consumo que entrañan mayor riesgo de colonización por *Legionella*.

### 7.1.2 Definición de puntos críticos de muestreo

A efectos de lo establecido en el RD 865/2003, las instalaciones a muestrear se clasifican en fuentes ambientales de mayor riesgo correspondientes a instalaciones que se pueden contaminar con mayor frecuencia con *Legionella* (ACS con acumulador y circuito de retorno) y en instalaciones de menor probabilidad, sistemas de instalación interior de AFCH e instalaciones de ACS sin acumulador y sin circuito de retorno.

Las muestras de agua para la detección de *Legionella* se tomarán en los sistemas de distribución domiciliaria, en puntos de riesgo de proliferación de *Legionella* o en puntos representativos de exposición sistémica, o en ambos.

Para el presente estudio se han considerado los siguientes puntos críticos de muestreo, considerando que casi todos los sistemas de agua sanitaria muestreados comprenden redes de distribución tanto de agua fría como caliente.

- *En red de agua fría (AFCH)*: Se recogieron muestras representativas tomadas en acometida de CYII o en la entrada del depósito de agua y en el extremo más alejado del depósito o en puntos finales del sistema: grifos o duchas.
- *En red de agua caliente sanitaria (ACS)*: Se tomaron muestras de agua de los puntos terminales de la red con difusores que pudieran producir aerosol (duchas de centros deportivos, grifos o duchas de hoteles, y duchas o lavamanos de habitaciones de hospital) de las salidas más cercanas al sistema de acumulación, de la red de retorno, de las salidas más lejanas a los depósitos o acumuladores y de las purgas del fondo de ellos.

### **7.1.3. Toma de muestras**

Se recogieron un total 1725 muestras de agua de consumo tomadas en los puntos críticos descritos, principalmente, difusores de las duchas, en grifos y en depósitos de instalaciones interiores según las normativas vigentes (UNE EN 10030-2017; RD 865/2003; Abad Sanz, 2006).

La toma de la muestra se realizó en envases de vidrio de 1000 ml, limpios y esterilizados, con cierre hermético y fácil apertura. La recogida de las mismas se llevó a cabo después de un estancamiento nocturno (al menos de 6 h). Se recogió un volumen de 1 litro, de forma que primero se tomaban 100 ml para después rascar el grifo o ducha con una torunda o hisopo estéril que se incorporaba al mismo envase y posteriormente se recogía el resto de agua hasta completar el litro, arrastrando los restos del raspado, con el fin de incorporar el biofilm.

En todos los casos se anotó la hora de recogida, la temperatura del agua que se midió con termómetros calibrados y la presencia de biocida (cloro u otro) in situ. Los envases se identificaron, se sellaron y se anotó el origen del agua y el punto exacto del muestreo.

Las muestras se trasladaron para su análisis el mismo día de la recogida en recipientes adecuados, estancos, a temperatura entre 6 °C y 18 °C y protegidas del calor y la luz solar. Las muestras de ACS se mantuvieron a temperatura ambiente directamente después del muestreo y evitando temperaturas extremas. Las muestras con biocidas se analizaron antes de las 24 h de su recogida para evitar su inhibición.

Si bien el trabajo de campo incluyó la toma de muestras a lo largo del periodo de estudio, fue necesaria una recopilación posterior de los resultados de *Legionella* y parámetros indicadores, mediante la extracción de los datos a partir de las actas de toma de muestras y de los boletines de los resultados de los análisis para el desarrollo del presente trabajo.

## **7.2. METODOLOGÍA**

Las muestras de agua se analizaron en el Laboratorio de Salud Pública de Madrid Salud siguiendo los procedimientos de ensayo validados y normalizados según UNE EN 17025. Se han determinado la presencia de *Legionella* en muestras de agua de consumo humano de 1 litro junto con otros indicadores de calidad microbiológicos e indicadores fisicoquímicos.

### **7.2.1. Determinación de *Legionella***

El análisis de *Legionella* en las muestras de agua de consumo se ha llevado a cabo por dos técnicas oficiales: recuento mediante cultivo y detección a través de la reacción en cadena de la polimerasa cuantitativa (qPCR).

#### **7.2.1.1. Aislamiento y recuento de *Legionella* mediante cultivo:**

Para llevar a cabo el crecimiento y recuento de *Legionella* en muestras de agua se siguió como método de referencia la norma UNE EN 11731:2017. Se siembra en un medio específico BCYE $\alpha$  (*Buffered Charcoal Yeast Extract*) con extracto de levadura,  $\alpha$ -cetoglutarato y suplementado con aminoácidos como L-cisteína y hierro en forma de pirofosfato férrico, y se ajusta el pH a 6,9 con KOH. Para incrementar la selectividad del cultivo se utilizó el medio GVPC que contiene un aminoácido (glicina) y antibióticos (vancomicina, polymyxina B y cycloheximida).

El método facilita el cultivo hasta la fase de crecimiento medio exponencial de *Legionella* que se recoge de la muestra de agua de 1 l como sedimento celular por centrifugación (10.000 rpm/5min). Seguidamente se resuspende y diluye 10 veces en agua con peptona. Las células cultivables iniciales se cuantifican mediante recuento disponiendo 50  $\mu$ l en placas BCYE- $\alpha$  e incubando posteriormente a 35-37 °C, en aerobiosis con CO<sub>2</sub> (2,5-5%).

*Legionella* es visible a partir del 3º día de incubación, aunque los cultivos deben mantenerse 10-12 días antes de considerarlos negativos. Las muestras positivas forman colonias azuladas y de aspecto esmerilado. Las concentraciones de microorganismos en las suspensiones bacterianas iniciales se calculan a partir de las placas sembradas que contienen de 10 a 100 colonias (expresadas en ufc/ml). Se realiza tinción de Gram de las colonias para comprobar el Gram negativo propio de *Legionella* al microscopio. El límite de detección para este método se encuentra en el rango de 100 -100.000 ufc/l.

#### **7.2.1.2. Determinación de *Legionella* mediante la reacción en cadena de la polimerasa cuantitativa (qPCR)**

Es el método de biología molecular utilizado para detectar de forma temprana *Legionella pneumophila* en muestras de agua de fuentes ambientales (actual UNE-EN 12869: 2021). Consiste en la amplificación in vitro de un fragmento de DNA específico elegido de una región de un gen específico de *Legionella* como el gen DotA mediante la actividad de la enzima DNA polimerasa termo resistente.

Esta técnica de detección combina la amplificación del DNA con la cuantificación génica simultánea, medida por la emisión de fluorescencia. Las muestras de agua se analizan según protocolo basado en la publicación de Yañez et al. (2005) modificado y adaptado a la Norma actualizada ISO/TS 12869:2021.

El procedimiento seguido para determinar *Legionella* en las muestras de agua potable consta de una serie de fases o etapas:

- ***Extracción de Legionella***

Las muestras de 1 l de agua se filtran mediante un sistema automático a vacío a través de una membrana de policarbonato de 0,45  $\mu\text{m}$ . Las bacterias libres de sustancias contaminantes quedan retenidas en la membrana y se recuperan mediante resuspensión en agua desionizada, seguida de agitación y centrifugación (9000 rpm/3 min) (Figura 7.1a). Tras sucesivas repeticiones y eliminación de los diferentes sobrenadantes, se recogen alícuotas de 5 ml de agua del filtrado conteniendo las células de *Legionella*, que se resuspende en 200  $\mu\text{l}$  de resina Chelex 20% (Bio-Rad Laboratories, Richmond, CA) con el fin de evitar los inhibidores de la muestra.

Para la extracción del ADN, se añaden 180  $\mu\text{l}$  de buffer de extracción (VK SB) y 25  $\mu\text{l}$  de proteinasa K reconstituida que, tras su agitación, se incuba a 56  $^{\circ}\text{C}$ /1 h. Finalmente, se centrifuga a 13000 rpm/10 min y se recoge el sobrenadante donde se encuentra el ADN que se transvasa a un tubo eppendorf donde se incorporaran los reactivos para la amplificación.

- ***Amplificación de la técnica de PCR***

Las reacciones de amplificación se realizan en microplacas ópticas utilizando un kit comercial para la detección y cuantificación de *Legionella* (Ielab, 992400) que proporciona los reactivos apropiados en un volumen total de 15  $\mu\text{l}$ .

El kit contiene una mezcla maestra para PCR universal TaqMan, un juego de cebadores para la amplificación específica del ADN bacteriano, ADN polimerasa AmpliTaq Gold, dNTPS, un ADN recombinante que actúa como control de inhibición interno y sondas TaqMan MGB y FAM para la detección específica de *L. pneumophila* y para la detección de dicho control interno. El kit también proporciona los controles positivo y negativo adecuados.

Una vez introducidos todos los reactivos necesarios para el desarrollo de la técnica, (Tabla 7.1), se someterán a un número entre 25-42 ciclos, en los que se aplican cambios repetidos de temperatura precedidos al principio y final de un choque térmico (hold) a alta  $T^a > 90^{\circ}\text{C}$

que permitirán amplificar la región concreta del ADN de la muestra y su detección final por fluorimetría.

**Tabla 7.1. Características de los componentes utilizados en la qPCR**

Componentes	Características
<b>ADN molde de <i>Legionella</i></b>	Contiene la región de ADN que se va a amplificar
<b>Primers o cebadores (dotAF, dotAR)</b>	Fragmentos de 15-20 nucleótidos de 18-30 nm (gen dotA de <i>L. pneumophila</i> ) que sirven para flanquear la región a copiar. En la PCR se utilizan dos cebadores uno en sentido 3' y otro antisentido 5' (forward y reverse) que hibridan con cada hebra del molde de DNA a amplificar.
<b>ADN polimerasa AmpliTaq Gold</b>	Enzima capaz de replicar los ácidos nucleicos que requiere como cofactor MgCl <sub>2</sub> y que tiene como señal de referencia interna 6-carboxi-rodamina (ROX) y AMP erasE Uracil N-glicosilasa (UNG)
<b>dATP, dCTP, dGTP y dTTP</b>	Nucleótidos que sirven para generar las nuevas cadenas de ADN
<b>Tampón o buffer</b>	Mantiene el pH adecuado para el funcionamiento de la ADN polimerasa con T <sup>a</sup> óptima 70 °C
<b>Control de inhibición interno</b>	Plásmido recombinante gyrB de ADN de <i>Aeromonas hydrophila</i> que se amplifica con el mismo par de cebadores que el ADN
<b>Sonda de hidrólisis TaqMan MGB (Minor Groove Binding)</b>	Modificación del cebador quencher 3', MGB-NFQ. Modificación del cebador reporter 5', FAM, VIC. Son oligonucleótidos marcados con MGB y 6 carboxi fluoresceína (FAM)
<b>Control negativo externo</b>	Agua libre de ARNasa/ADNasa (control de agua destilada grado biología molecular)
<b>Control positivo externo</b>	Soluciones estándar de <i>Legionella</i> , para la curva de calibración de 25 a 2.500.000 UG/10 µl, o alternativamente dos patrones positivos de 25 UG/10 µl y 2500 UG/10 µl

La reacción de amplificación se realiza en el termociclador, ABI Prism 7500 (Thermofisher diagnostic) (Figura 7.1b) programado con las condiciones térmicas siguientes: 50 °C/2 min para la activación de la UNG, 95 °C/ 10 min para la activación de la Taq Gold Polimerasa, seguido de 95 °C/15 seg para la desnaturalización y 60 °C /1 min para la hibridación y elongación.

**Figura 7.1. Equipos utilizados en la metodología qPCR:** (a) Centrífuga, (b) Termociclador ABI Prism 7500. Fuente: *Fotos autora*



(a)



(b)

El proceso total de amplificación consta de varias fases que se reflejan en la figura 7.2:

(1) *Desnaturalización*: la doble cadena del ADN se separa por el calor para servir de molde para la unión de los *primers* y la síntesis de una nueva cadena de ADN complementario.

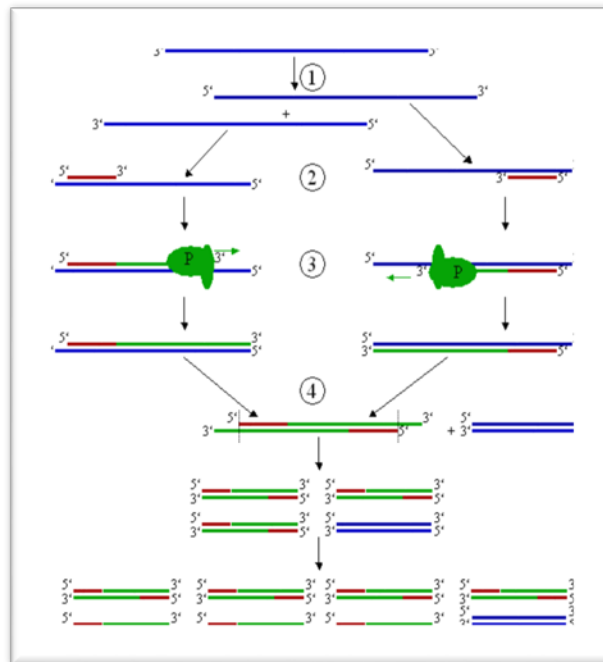
(2) *Hibridación*: de los primers complementarios a los extremos de las secuencias de ADN a amplificar. Cada cebador se unirá a su secuencia complementaria en el ADN molde al bajar la temperatura hasta (45-55 °C) durante 20-40 seg.

(3) *Elongación*: la ADN polimerasa a T<sup>a</sup> de 70 °C añade a cada hebra molde nucleótidos complementarios obteniendo una nueva molécula de ADN de doble cadena.

(4) *Amplificación exponencial*: cada copia generada en un ciclo sirve de molde para los siguientes ciclos de forma exponencial, obteniendo millones de copias.

**Figura 7.2. Fases de amplificación qPCR: (1) Desnaturalización (2) Hibridación (3) Elongación (4) Amplificación exponencial**

Fuente: <https://www.cresca.upc.edu/congreslegionella/arxiu/ponencies/saucedo-legionella-pcr.pdf>



- **Detección fluorimétrica**

En el analizador ABI Prism 7500 se mide la emisión de fluorescencia por triplicado a 260 nm que será proporcional al número de moléculas producidas, haciendo que la técnica sea cuantitativa. La pureza del ADN se verifica con la relación A260/A280.

Se utiliza la sonda TaqMan MGB provista de fluorocromos en ambos extremos que será hidrolizada por la enzima *Taq polimerasa* que es una ADN polimerasa termoestable, cuyo nombre se debe a que es producida por la bacteria *Thermus aquaticus* (T-aq) provocando la liberación de la molécula fluorescente en el extremo 5' y el incremento de la señal de fluorescencia necesaria para su detección directa.

La reacción se puede seguir a tiempo real, por aumento exponencial de la fluorescencia de la muestra obteniéndose los ciclos de trabajo (CT) que pueden expresarse finalmente en unidades genómicas (UG).

El valor CT (ciclo de trabajo) es el número de ciclos de PCR (desnaturalización y amplificación) necesarios para replicar las copias de ADN originalmente presentes en la muestra, de modo que la concentración de ADN supere el límite de detección umbral. La intensidad de la fluorescencia es una medida de la cantidad de amplicones.

Para determinar la correspondencia entre concentraciones conocidas de ADN con los valores teóricos de CT se establece una curva de calibración standard con diluciones seriadas de cultivos puros de *L pneumophila*. Su valor numérico corresponderá al punto de la intersección de la curva que representa la concentración de ADN de una muestra con una línea base fluorescente.

La ecuación resultante de la curva de regresión fue  $CT = -2,982 \log_{10} [UG] + 38,473$ , con un límite de detección de partida  $LOD=10$  UG, si bien por esta técnica en ensayos de validación en el laboratorio se ha llegado a establecer un  $LOD < 6$  UG. El LOQ fue de 25 UG.

A partir de las curvas de calibración standard, se pueden cuantificar las UG de una muestra. Si se dispone del software del ABI Prism, se realiza el cálculo con la siguiente ecuación:

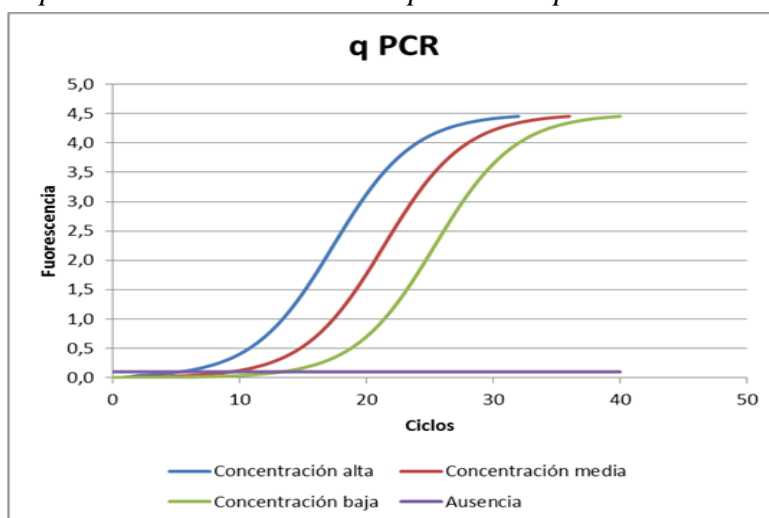
$$N^{\circ} \text{ copias} = \text{cantidad de ADN (fg)} / \text{masa media del genoma de } L. \text{ pneumophila},$$
 donde la masa media del genoma de *L. pneumophila* se calculó a partir del tamaño medio del genoma, estimado en 3,9 Mb. El resultado se expresa en UG.

Las curvas constan de tres fases, en la fase inicial, la fluorescencia está por debajo del nivel de detección del termociclador, en la segunda fase se produce un incremento de la fluorescencia exponencial y en la tercera finaliza la reacción y se estabiliza la fluorescencia.

En la figura 7.3 se muestran las curvas de amplificación de *Legionella* por qPCR.

**Figura 7.3. Curva de amplificación de una reacción q PCR.**

Fuente <http://www.comunidadism.es/wp-content/uploads/2018/04/PCR.png>



El CT es inversamente proporcional a la cantidad de ADN de la muestra, y se considera positivo si está entre 25 y 40 ciclos. Se puede determinar la concentración inicial del ADN diana de *Legionella* de una muestra de agua en comparación con la curva de calibración. Los valores de UG se han calculado extrapolando en la recta robusta de regresión que procede de diferentes ensayos efectuados en distintos momentos.

Los valores de CT de las muestras de agua del ensayo se extrapolaron a la recta media de regresión y se construyó la serie (Tabla 7.2) a partir de los datos teóricos de la recta robusta:  $y = -2,98x + 38,47$ , donde  $x = \text{Log UG}$  e  $y = \text{CT}$

**Tabla 7.2. Equivalencia de los resultados expresados en CT y en UG/l**

Resultado expresión CT	Resultado expresión UG/l	Resultado expresión CT	Resultado expresión UG/l
25	31622,77	33	67,61
26	15135,61	34	31,62
27	7079,41	35	14,45
28	3235,93	36	6,60
29	1479,10	37	3,09
30	691,83	38	1,44
31	316,23	39	0,67
32	147,91	40	0

El resultado final del análisis de *Legionella* mediante qPCR puede ser calificado como:

- *Negativo*: No detectado (no se requiere análisis posterior por cultivo).
- *Positivo (UG)*: exigiría acción correctiva limpieza y desinfección de choque con remuestreo a los 15-30 días y confirmación del resultado mediante análisis por cultivo.

*-Indeterminado o inconcluso* por contaminación cruzada que exigiría repetición de la muestra.

## **7.2.2. Métodos analíticos de parámetros indicadores en el estudio de *Legionella* en agua**

Los parámetros físico químicos se analizaron en el Laboratorio de Salud Pública de Madrid Salud siguiendo los métodos analíticos oficiales.

### **7.2.2.1. pH**

La determinación potenciométrica del pH se lleva a cabo mediante un pHmetro (PCE-pH 30) calibrado con soluciones tampón pH 4,00 y pH 7,02. El pH se determina en el laboratorio, mediante el contacto entre un electrodo indicador o electrodo de vidrio que responde a iones hidrógeno, sumergido en la muestra de agua y un electrodo de referencia (electrodo de mercurio).

### **7.2.2.2. Conductividad eléctrica a 20 °C**

La conductividad o conductancia específica del agua, es una medida de su capacidad para conducir la electricidad, y esta aumenta conforme aumente la concentración de electrolitos o sales que se disocian al disolverse.

La medida de la conductividad eléctrica se efectúa con un conductímetro (PCE-pH 30) frente a un patrón de referencia de KCl 0,01N a 20 °C, expresada en  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y normalizada a 20 °C. Puesto que la conductividad se incrementa con la temperatura del agua, es preciso efectuar paralelamente esta medida.

### **7.2.2.3. Turbidez**

La turbidez en un agua se debe a la presencia de pequeñas partículas en suspensión: compuestos inorgánicos y a sustancias orgánicas, como plancton y microorganismos patógenos (amebas, Giardias y quistes de *Cryptosporidium*) que pueden afectar a la presencia de *Legionella*.

El método oficial consiste en la medida de la difracción de la luz provocada por las partículas en suspensión del agua en un turbidímetro. Se expresa en Unidades Nefelométricas de Formacina (UNF). En la determinación se ha utilizado un turbidímetro Hanna (HI88713) calibrado con patrones de referencia de formacina.

### **7.2.2.4. Color**

Un agua potable que presente coloración no es aceptable para el consumidor y puede representar un peligro por las diversas sustancias que lo provoquen y que afecten al crecimiento de microorganismos, como *Legionella* por ello es recomendable su análisis.

El fundamento del método para su determinación se basa en la medida espectrofotométrica por comparación de soluciones patrón estándar a base de cloruro de cobalto y cloroplatinato de potasio, expresando la intensidad de color en mg/l en una escala de unidades de Pt-Co.

#### **7.2.2.5. Hierro**

Es uno de los metales que más influencia puede tener en la determinación de la presencia de *Legionella* pues es un factor limitante de su crecimiento. Su determinación se realiza por espectrofotometría de absorción atómica con cámara de grafito. Se ha utilizado el método de Espectrofotometría de absorción atómica electrotérmica (ET-AAS) (Varian 280Z, Palo Alto, CA, USA). Previa preparación de la muestra de agua, el hierro se mide a una longitud de onda de 248,3 nm frente a una curva de calibración establecida con soluciones patrón de Fe en un rango de 20-50 µg/l.

#### **7.2.2.6. Nitritos**

La determinación colorimétrica está basada en la reacción de los nitritos en medio ácido con ácido sulfanílico y cloruro de N-naftil-etilen-diamina provocando la formación de un colorante azoico de color rosa púrpura, cuya intensidad de color es proporcional a la concentración de nitrito en la muestra de agua.

Las lecturas se efectúan a 538 nm en espectrofotómetro (VIS 7200) frente a una curva de calibración establecida con patrones de NaNO<sub>2</sub> en un intervalo de 0,05-0,2 mg NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/l a partir de la cual se puede calcular la concentración de nitrito en la muestra.

#### **7.2.2.7. Coliformes**

Los coliformes totales, *Escherichia coli* y enterococos, se utilizan como parámetros indicadores y microbiológicos de calidad de aguas potables. El recuento de coliformes se realiza mediante el método oficial consistente en la siembra de distintos volúmenes del agua a analizar en medio de cultivo lactosado y posterior resiembra en medios de cultivo selectivos, con incubación a temperaturas adecuadas y con un pH final del medio entre 3,8-7.

Se deben realizar pruebas presuntivas y de confirmación para coliformes totales y solo de confirmación para fecales si las anteriores son positivas. Si no se han desarrollado colonias o bien las que han aparecido no son fermentadoras de lactosa con producción de gas, la prueba de confirmación es negativa.

Si la colonia aislada es fermentadora de lactosa con producción de gas y oxidasa negativa, se confirma la presencia de coliformes totales. La confirmación de coliformes fecales es positiva si se produce gas y crecimiento bacteriano a las 24 h.

### **7.2.3. Metodología para la evaluación de riesgos en los edificios problemáticos**

Se ha llevado a cabo un estudio de la evaluación de riesgo potencial por presencia de *Legionella* en el agua de consumo efectuado a partir de las muestras no conformes de instalaciones polideportivas, que son las que han mostrado una mayor problemática.

Para el cálculo de los factores de riesgo se utilizó un modelo (Tablas 7.3, 7.4 y 7.5) que establece los valores de riesgo estructural, de mantenimiento y operacional de las instalaciones.

El resultado final es un índice global de riesgo según el cual se clasifica a las instalaciones en situación de riesgo alto, moderado o bajo cuando el índice global es  $>80$ , entre 60 y 80 ó  $<60$  respectivamente. Este cálculo se ha extraído de las notas técnicas de prevención de la legionelosis (NTP 691 y NTP 692), del ministerio de Trabajo (INSHT, 2006) y del manual para la prevención de la legionelosis en instalaciones de riesgo de la CAM. (Abad Sanz, 2006). La Norma UNE 100030 es una guía para la prevención y control de la proliferación y diseminación de *Legionella* en instalaciones.

El plan sanitario frente a la *Legionella*, es una evaluación del riesgo de transmisión de *Legionella* por el sistema, basado en las recomendaciones de la OMS que deberá contar con unas medidas de control de las instalaciones de agua caliente sanitaria y agua fría de consumo humano ( RD 487/2022), es por ello indispensable realizar una estimación del riesgo de cada instalación. La evaluación del riesgo instalación de ACS de *Legionella*, incluye unos ítems y factores que se puntúan según sea bajo medio o alto.

**Tabla 7.3. Modelo para el cálculo de factores de riesgo estructural**

FACTOR		Bajo	Medio	Alto
Acumulación	Un depósito con relación altura/diámetro <2 ó varios depósitos conectados en paralelo	0	8	16
Accesibilidad a los depósitos	Depósitos sin acceso a su interior	0	5	10
Válvula de vaciado en los depósitos	Existe una válvula que no permite vaciar todo su contenido	0	6	12
Materiales de tuberías y acumuladores	Composición: Hierro Rugosidad y corrosividad	0	4	8
Tipo de aerosolización	Duchas Otros sistemas	0	8	16
Puntos de emisión de aerosoles	Instalación con un gran número de puntos de emisión (> 25 puntos)	0	5	10
Válvulas de drenaje del circuito hidráulico	Existen una o más válvulas pero no permiten el vaciado total o su dimensionado impide el vaciado en un corto tiempo	0	6	12
Zonas donde el agua puede quedar estancada	Existen zonas donde el agua queda estancada y tramos que no se utilizan (>5 m)	0	8	16
<b>Total: Índice Estructural (IE)</b>		<b>0</b>	<b>50</b>	<b>100</b>

**Tabla 7.4. Modelo para el cálculo de factores de riesgo de mantenimiento**

FACTOR		Bajo	Medio	Alto
Tª medida en acumulador	< 60 °C	0	11	22
Control de Tª en elementos terminales y retorno	La temperatura de uno o varios elementos terminales, o del retorno es <50 °C	0	11	22
Contaminación microbiológica	En los controles analíticos aparece: <i>Legionella</i> spp ≥1000 ufc/l	0	12	24
Estado higiénico de la instalación	La instalación presenta biocapa y suciedad visible generalizada	0	8	16
Estado mecánico de la instalación	Mal estado general de conservación: corrosión y/o incrustaciones generalizadas	0	8	16
<b>Total: Índice de Mantenimiento (IM)</b>		<b>0</b>	<b>50</b>	<b>100</b>

**Tabla 7.5. Modelo para el cálculo de factores de riesgo de operación**

FACTOR		Bajo	Medio	Alto
Temperatura de consigna en el sistema	Tª de consigna < 60 °C o el sistema no puede alcanzar > 60 °C en acumulador o la Tª en acumulador desciende en horas de alto consumo	0	30	60
Frecuencia de uso de las instalaciones	Las instalaciones se usan como mínimo semanalmente	0	20	40
<b>Total: Índice de Operación (IO)</b>		<b>0</b>	<b>50</b>	<b>100</b>

El índice global se deduce a partir de la fórmula siguiente:

$$\text{Índice global} = 0,3 \times \text{IE} + 0,6 \times \text{IM} + 0,1 \times \text{IO} ,$$

donde IE: Índice estructural, IM: Índice de mantenimiento e IO: ndice de operación.

### **7.3. TRATAMIENTO ESTADÍSTICO**

Las variables analizadas corresponden a dos tipos: variables categóricas (cualitativas) y variables no categóricas (cuantitativas). En todos los casos se calculó la frecuencia y porcentaje individualizado por cada variable, así como el grado de cumplimiento con respecto a la prevalencia de *Legionella*.

Para analizar presencia o ausencia de esta bacteria en relación a las diferentes variables categóricas se ha aplicado el test Chi-cuadrado de Pearson. También se ha empleado el análisis de correlación de Spearman entre las muestras positivas en *Legionella* y los factores de influencia estudiados con una significación de  $p < 0,05$ .

Por último, se ha aplicado un análisis de regresión logística para modelizar la posibilidad de que un evento ocurra, como la presencia o no de *Legionella* (variable dependiente dicotómica), a través de una o más variables independientes o explicativas que pueden predecir el riesgo de presencia de este microorganismo en sistemas de ACS. Las variables consideradas han sido variables continuas como el tipo de edificación y variables categóricas como turbidez, color, nitritos y hierro.

### **7.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

Con el fin de determinar la presencia y prevalencia de *Legionella* en puntos críticos de los sistemas de distribución de agua sanitaria de diversos edificios de Madrid y sus factores de riesgo, las variables que se han considerado incluyen año, estación, distrito de Madrid, tipo de edificio muestreado, tipo de desinfección del agua, temperatura del agua y punto terminal de toma, así como parámetros físico-químicos y microbiológicos que pueden influir en la presencia de esta bacteria en el agua tales como: turbidez, color, hierro, nitritos y coliformes. A partir de los resultados de los factores de influencia se ha llevado a cabo un análisis predictivo para prever el riesgo potencial de *Legionella* en agua.

Por último, se ha llevado a cabo un estudio de la evaluación de riesgo estructural, de mantenimiento y operacional de los centros polideportivos, dada la mayor problemática de estas instalaciones en relación con la colonización por *Legionella*.

El presente estudio se ha llevado a cabo a lo largo de 14 años en el periodo 2007-2020, en un total de 1725 muestras correspondientes a distintas tomas de la red: ACS y AFCH. Dada la mayor problemática de las primeras, el muestreo de ACS fue mayoritario con un número de muestras de 1695, lo que supone un 98% del total.

Las muestras de AFCH constituyeron un total de 30 a lo largo de todo el período de estudio (2% del total) y se tratarán en el apartado (7.4.11).

#### **7.4.1. Detección de *Legionella* durante el período de estudio**

*Legionella* se aisló en 64 puntos de muestreo de sistemas de ACS, lo que representa un 3,8% del total muestreado. Los ensayos llevados a cabo por la técnica de qPCR permitieron obtener el número de CT que se relacionan inversamente con la concentración de *Legionella* en la muestra.

La distribución del grado de colonización por esta bacteria expresada en CT se muestra en la figura 7.4. Se consideran muestras positivas cuando están en un rango entre 25-40 CT. Los resultados obtenidos reflejan que las muestras positivas se encontraron en un rango más estrecho: 31-38 CT. El 25% de muestras de agua en las que se detectó *Legionella* correspondieron a los 35 ciclos de amplificación. El 93,7% de las muestras no conformes se detectó tras la aplicación de un rango de 32-37 CT.

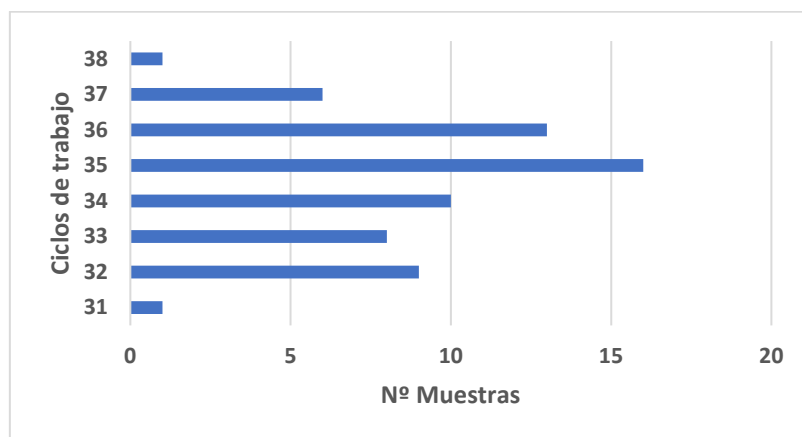
Por encima de 36 ciclos se considera una baja concentración de esta bacteria, por lo que estas muestras serían menos problemáticas. Sin embargo, el RD 865/2003 que es la normativa que ha regido a lo largo del periodo de estudio establece que debe haber ausencia de *Legionella* en agua de consumo.

Las UG correspondientes a estos CT y estimadas por interpolación en la recta robusta de regresión (Tabla 7.2) se situarían en un rango entre 316,2 y 1,48 UG. Un elevado porcentaje de muestras positivas posee una detección muy baja de *Legionella*, así el 25% de las muestras positivas respondería a un número de 14,4 UG y el 31,3% de las muestras tendría una colonización aún menor, en un rango de 6,6-1,48 UG.

El 28,1% de las muestras presenta una colonización más elevada del orden de 67,6-31,6 UG. Sin embargo, un 15,6% de las positivas están en un nivel de detección más destacable entre 316,2 y 147,9 UG.

En la figura 7.4 se refleja la distribución del grado de colonización de *Legionella* en las muestras positivas, analizadas entre 2007-2020, según el número de ciclos CT y se puede observar que la mayoría corresponde a un número entre 32 -38 CT.

**Figura 7.4. Muestras de ACS positivas. Distribución del grado de colonización por *Legionella* expresada en CT**



#### 7.4.2. Análisis de la distribución de *Legionella* en función de los años de muestreo

La distribución de casos anual se detalla en la tabla 7.6. En ella se refleja que el muestreo no ha sido homogéneo, así, en los 6 primeros años el nº de muestras fue superior, oscilando entre 143 y 184 muestras, mientras que en el periodo 2013-2020, el nº de muestras fue próximo o inferior a 100, situándose en un rango entre 64 y 101 muestras totales.

El grado de cumplimiento ha sido del 96,2% a lo largo de todo el periodo de estudio, si bien se observan diferencias, encontrándose menor porcentaje de positivos entre los años 2007 y 2012, coincidente con un mayor número de muestras analizadas y una menor selectividad en el muestreo. A partir de 2013 y hasta 2017 se percibe un incremento con proporciones máximas en los años 2014, 2015 y 2017 (11-16% detectados) atribuibles a la mayor selectividad en el muestreo, ya que se siguió un criterio de inspección basado en los factores de riesgo de las instalaciones.

En los 3 últimos años, se ha acusado menor incidencia con proporciones de 1,41%, 1,56% e incluso 0% en el año 2020. Por una parte, se debe a la estrategia seguida para minimizar su presencia, pero también por la situación sobrevenida de la pandemia de COVID-19 que ha provocado el cierre de numerosos centros deportivos, lo que ha supuesto una disminución notable de las instalaciones muestreadas.

Esta situación de cierre ha limitado el mantenimiento de forma temporal y esto podría desembocar en un repunte de casos positivos en los próximos años.

**Tabla 7.6. Distribución del muestreo y detección de Legionella en el periodo de estudio**

Año	Muestras totales/año		Muestras no detectadas		Muestras detectadas	
	Nº	%	Nº	%	Nº	%
<b>2007</b>	184	10,86	177	96,2	7	3,8
<b>2008</b>	271	15,99	266	98,15	5	1,85
<b>2009</b>	167	9,85	166	99,4	1	0,6
<b>2010</b>	184	10,86	179	97,28	5	2,72
<b>2011</b>	143	8,44	142	99,3	1	0,7
<b>2012</b>	152	8,97	150	98,98	2	1,32
<b>2013</b>	101	5,96	94	93,07	7	6,93
<b>2014</b>	74	4,37	66	89,19	8	10,81
<b>2015</b>	67	3,95	56	83,58	11	16,42
<b>2016</b>	73	4,31	68	93,15	5	6,85
<b>2017</b>	65	3,83	55	84,62	10	15,38
<b>2018</b>	71	4,9	70	98,59	1	1,41
<b>2019</b>	64	3,78	63	98,44	1	1,56
<b>2020</b>	70	4,66	79	100	0	0

La legionelosis suele causar síntomas similares a los provocados por otros microorganismos, incluyendo el virus de la influenza y otros tipos de neumonía bacteriana. En el momento actual y debido a la pandemia de COVID-19 resulta aún más imprescindible su control.

Según el Instituto de Salud Carlos III (ISCIII, 2021), las notificaciones en España han ido aumentando en distintas CCAA entre los años 2016-2020. Comparadas con otras CCAA, la CAM no tiene tasas tan altas como otras de su entorno (Comunidad de Castilla La Mancha), ni como las del arco mediterráneo (Cataluña, Valencia, Murcia, o Baleares) (Tabla 7.7). No obstante, la CAM ocupa el 5º lugar respecto al número de casos en España en 2018, situación que podría derivarse del elevado turismo hotelero en Madrid, fundamentalmente en las estaciones de primavera y verano donde se registra una concentración de notificaciones de casos.

En esta Comunidad los brotes de legionelosis declarados han ido en aumento durante los años 2016 (52 casos), 2017 (90 casos) y 2018 (116 casos), mientras que produjo una disminución de las tasas más en 2019 (TI= 1,24 y 83 casos) y en 2020 (TI=0,73 y 49

casos). Estos datos concuerdan con la detección de *Legionella* en agua de nuestro estudio, y la tendencia decreciente puede deberse, bien a su menor vigilancia, bien a la falta de movilidad por la pandemia COVID, y a la mayor relación de los brotes de legionelosis con la presencia de esta bacteria en otro tipo de instalaciones de agua que no han sido muestreadas en estos años en el presente trabajo, tales como torres de refrigeración, spass, y otras fuentes ambientales de hoteles y hospitales de la CAM.

**Tabla 7.7. Brotes de legionelosis en España. Distribución por CCAA**

Fuente: *Elaboración propia a partir de ISCIII (2020) e ISCIII (2021)*

Legionelosis	2016		2017		2018		2019		2020	
	Casos	Tasas %	Casos	Tasas %	Casos	Tasas %	Casos	Tasas %	Casos	Tasas %
Aragón	35	2,66	55	4,18	74	5,62			52	3,91
Asturias	25	2,41	35	3,4	42	4,1				
Baleares	53	4,63	36	3,11	52	4,42	18	0,81		
Canarias	16	0,75	7	0,32	20	0,91			27	1,20
Cantabria	25	4,30	19	3,27	30	5,16	42	7,22	36	6,18
Castilla y León	21	0,86	51	2,1	51	2,12	58	2,41	31	1,30
Castilla La Mancha	41	2,01	41	2,02	50	2,46				
Cataluña	279	3,76	337	4,52	421	5,6	495	6,51	338	4,41
C.Valenciana	129	2,61	207	4,2	216	4,37	185	3,7	197	3,91
Extremadura	21	1,94	14	1,3	10	0,94	23	2,16	27	2,55
Galicia	61	2,25	83	3,07	79	2,93				
Madrid	52	0,81	90	1,38	116	1,76	83	1,24	49	0,73
Murcia	19	1,29	31	2,1	31	2,1			75	4,97
Navarra	13	2,04	21	3,28	31	4,8	38	5,82	29	4,41
País Vasco	72	3,32	102	4,71	118	5,43	127	5,8		
Rioja	4	1,28	10	3,2	22	7,04				
Ceuta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Melilla	0	0	1	1,18	0	0	0	0	0	0
Extracomunitarios	27	0	57		27	0	0	0	0	0
Total	1020	2,2	1338	2,88	1553	3,28	1103	3,72	1057	3,26

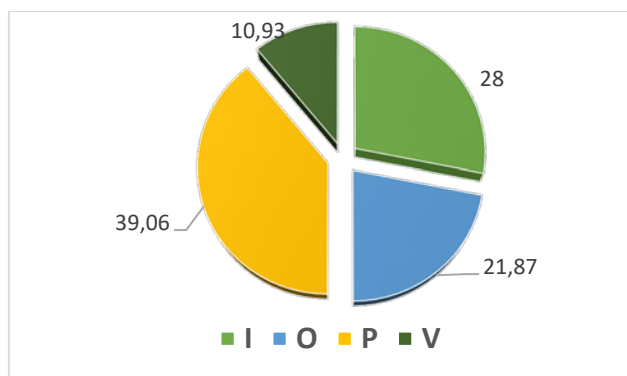
Es de destacar que, si bien los brotes de legionelosis, tradicionalmente se habían relacionado con torres de refrigeración colonizadas por *Legionella*, también se registraron numerosos casos en sistemas de ACS descritos en la bibliografía. En el apartado 7.4.4. (Tabla 7.11) se recogen una serie de estudios realizados en otros países y distintas ciudades que reflejan una elevada incidencia de *Legionella* en los sistemas de distribución de ACS aislada en distintos edificios como hospitales (92%), hoteles (71%) organismos públicos (57%) o centros deportivos (41%).

#### 7.4.3. Control de *Legionella* en función de la estacionalidad

Los resultados procedentes de las muestras de agua analizadas tienen una prevalencia claramente estacional.

La distribución que se refleja en la Figura 7.5 arroja porcentajes de detección de *Legionella* más elevados y significativos ( $p < 0,05$ ) en el periodo de primavera (39,06 %) con respecto a las demás estaciones.

**Figura 7.5. Distribución estacional de muestras positivas en *Legionella* expresadas en porcentaje en sistemas de ACS de Madrid**



Las condiciones ambientales influyen en la calidad del agua. En este sentido, dadas las previsiones del cambio climático, considerando que los últimos años 2015-2020 han sido los más calurosos de la historia, esto pudiera influir en el calentamiento del agua en los sistemas y por tanto también pudiera contribuir a un repunte de la presencia de *Legionella* y otros patógenos. En este sentido, los estudios de Han (2019) llevados a cabo en distintas zonas de Estados Unidos entre los años 2014-16, concluyen que los efectos solares y climáticos explican la mayor incidencia de Legionelosis en las regiones más cálidas.

Al establecer una comparativa con las notificaciones de legionelosis durante los años 2007-2020, se observa que también presentan una distribución estacional, acusándose mayor incidencia en el periodo estival, fundamentalmente a partir de junio y alcanzando su máximo en los meses de agosto y septiembre.

Sin embargo, con carácter excepcional, debido a las limitaciones para el desplazamiento por la pandemia de Covid-19, en el trimestre de abril a junio de 2020 no se notificaron casos y en los restantes meses de ese año, los declarados también disminuyeron en un 53% con respecto a los notificados en 2019 (ISCII, 2020).

En el estudio retrospectivo publicado por Gea Izquierdo (2021) y coincidente con el periodo del presente trabajo se confirma igualmente un patrón estacional con un pico epidémico de legionelosis en julio-septiembre y un mayor número de casos en torno a los 50 años de edad en ambos sexos.

En la tabla 7.8, donde se desglosan los resultados pormenorizados por meses. Se observa un mayor número de muestras positivas en *Legionella* en el trimestre de abril, mayo y junio, en el que la temperatura ambiental es elevada y el agua de aporte que entra al sistema de distribución supera con frecuencia los 20 °C que es la temperatura de consenso del agua de consumo que accede al sistema. También en octubre se ha detectado una tasa muy elevada, en este caso atribuible a la reapertura de los cursos en los polideportivos. Es significativo que no se haya producido ningún caso en julio, lo que pudiera ser debido en parte a la apertura de las piscinas de verano, coincidente con la disminución del uso de las piscinas cubiertas, y el menor uso del ACS en duchas de vestuarios de todas las instalaciones, pero también hay que contemplar que en este mes ha habido un menor muestreo, razón por la cual hay que relativizar estos resultados. El muestreo realizado presenta un descenso en los meses de agosto y diciembre al coincidir con periodos vacacionales y con las revisiones periódicas de limpieza y mantenimiento de toda la red.

**Tabla 7.8. Casos detectados de *Legionella* en agua de Madrid: Distribución mensual**

Meses	Muestras		Muestras no detectadas		Muestras detectadas	
	Nº	%	Nº	%	Nº	%
<b>1</b>	158	9,32	156	98,73	2	1,27
<b>2</b>	248	14,63	239	96,37	9	3,63
<b>3</b>	185	10,91	177	95,68	8	4,32
<b>4</b>	129	7,61	116	89,92	13	10,08
<b>5</b>	127	7,49	117	92,13	10	7,87
<b>6</b>	157	9,26	150	95,54	7	4,46
<b>7</b>	147	8,67	147	100	0	0
<b>8</b>	79	4,66	77	97,47	2	2,53
<b>9</b>	131	7,73	129	98,47	2	1,53
<b>10</b>	172	10,15	164	95,35	8	4,65
<b>11</b>	122	7,2	121	99,18	1	0,82
<b>12</b>	40	2,36	38	95	2	5

#### **7.4.4. Presencia de *Legionella* en función del distrito de Madrid**

Se ha establecido un estudio comparativo contrastando los distritos de la periferia y los de almendra central de Madrid en relación a los casos positivos de *Legionella*. La mayoría de los casos detectados en las muestras objeto de este estudio, han correspondido a centros polideportivos.

Las instalaciones deportivas más nuevas pertenecen a las zonas en expansión de los distritos periféricos y salvo alguna excepción, los de la almendra central son los más antiguos y los más colonizados por *Legionella*, y debido a ello han sido actualmente remodelados y reformados..

Sin embargo, en el presente estudio se ha encontrado mayor prevalencia en los distritos periféricos (4,32%) frente a los de la almendra central (2,74%), y aun sin llegar a ser significativo el análisis estadístico revela una  $p=0,06$ .

La razón puede ser debida al diferente tamaño de muestreo, muy superior en distritos periféricos ( $n=1064$ ) con respecto a los de la almendra central ( $n=567$ ), hecho que relativiza las diferencias entre ambos. Tal como se observa en la Tabla 7.9.

**Tabla 7.9. Casos detectados de *Legionella* en sistemas de ACS de Madrid:  
Distribución en función del distrito**

Distrito	Muestras		Muestras no detectadas		Muestras detectadas	
	Nº	%	Nº	%	Nº	%
1	100	5,9	99	99	1	1
2	90	5,31	86	95,56	4	4,44
3	136	8,02	131	96,32	5	3,68
4	65	3,83	61	93,85	4	6,15
5	66	3,89	66	100	0	0
6	93	5,49	93	100	0	0
7	33	1,95	31	93,94	2	6,06
8	97	5,72	94	96,91	3	3,09
9	148	8,73	140	94,59	8	5,41
10	122	7,2	113	92,62	9	7,38
11	71	4,19	71	100	0	0
12	85	5,01	83	97,65	2	2,35
13	102	6,02	99	97,02	3	2,94
14	43	2,54	43	100	0	0
15	42	2,48	42	100	0	0
16	49	2,89	49	100	0	0
17	136	8,02	115	84,56	21	15,44
18	50	2,95	48	96	2	4
19	38	2,24	38	100	0	0
20	54	3,19	54	100	0	0
21	75	4,42	75	100	0	0

En la tabla 7.9 se refleja una elevada incidencia de casos en los distritos periféricos de Villaverde (15,44%) y Moncloa-Aravaca (5,41%), Villa de Vallecas (4,0%) y Fuencarral-El Pardo (3,09%) y también se acusa presencia de *Legionella*, en las instalaciones deportivas de algunos distritos centrales: Arganzuela (4,4%), Latina (7,38%), Retiro (3,68%), Salamanca (6,15%) o Chamberí (6,06%).

Ante los resultados obtenidos, se puede deducir que tienen mayor peso otros factores como la complejidad de las instalaciones de los distintos edificios muestreados o su antigüedad sobre la zona de muestreo.

Valcina et al. (2015) en su estudio llevado a cabo en Letonia, también comparan distritos periféricos rurales con distritos centrales en Riga y en su caso concluyen que el mayor nivel de detección se justifica por la complejidad de la instalación interior de los inmuebles en las zonas centrales de grandes ciudades, frente a aquellas instalaciones de las viviendas unifamiliares en las zonas periféricas.

#### 7.4.5. Presencia de *Legionella* en función del tipo de edificación

La inspección de *Legionella* en agua en edificaciones públicas de riesgo, incluidas todas las deportivas nos ayudan al control de la legionelosis.

La mayoría de publicaciones españolas y de otros países del entorno sobre prevención de *Legionella* en aguas de consumo se realizan en el medio hospitalario (Bedard et al., 2015; Gavalda et al., 2019; Marchesi et al., 2020; Bedard et al., 2019).

El presente trabajo es el primero que se realiza mayoritariamente en centros polideportivos de los que se han tomado 1073 muestras frente a un total de 1695. Se muestrearon también hoteles (256), organismos públicos (130), albergues (106), y en menor medida otros edificios públicos, centros de enseñanza, bares y hospitales (32).

La tabla 7.10 refleja la incidencia muy superior en centros polideportivos sobre otro tipo de edificaciones ( $p < 0,001$ ) dónde se encontró un porcentaje del 5,31% de positivos a *Legionella* con mayor incidencia en los años 2013 a 2016 con un componente estacional.

**Tabla 7.10. Distribuciones de muestreo, detectadas y no detectadas por tipo de edificación**

Tipo de edificación	Muestras		Muestras no detectadas		Muestras detectadas	
	Nº	%	Nº	%	Nº	%
<b>Albergues</b>	106	6,25	106	100	0	0
<b>Bares</b>	13	0,77	13	100	0	0
<b>Centros de enseñanza</b>	42	2,48	41	97,61	1	2,38
<b>Fuentes</b>	44	2,6	44	100	0	0
<b>Hoteles</b>	255	15,04	254	99,6	1	0,39
<b>Hospitales</b>	32	1,89	32	100	0	0
<b>Organismos públicos</b>	130	7,67	125	96,15	5	3,85
<b>Polideportivos</b>	1073	63,3	1016	94,69	57	5,31
<b>Total</b>	1695	100	1631		64	

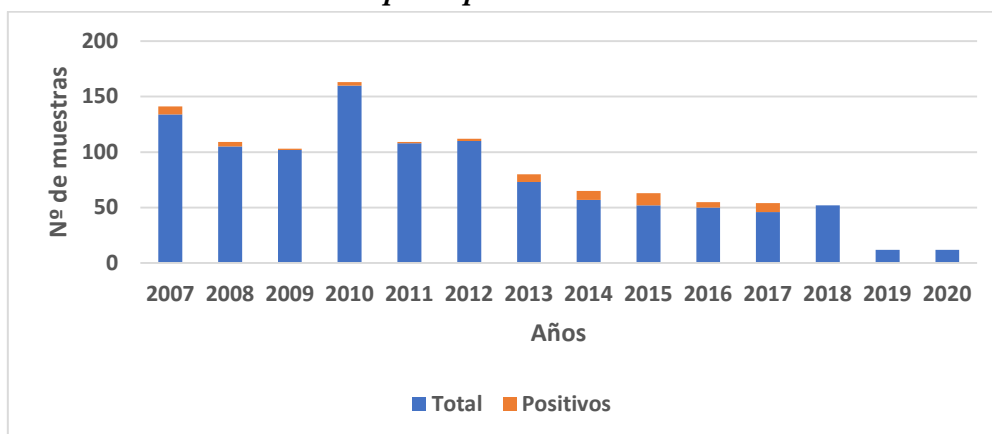
Si nos referimos al porcentaje de polideportivos muestreados frente a otro tipo de edificaciones, en estos dos grupos de distritos, también el muestreo es muy superior en la periferia (74,73%) frente al de la almendra central (41,5%).

Aunque en menor medida, también son destacables los porcentajes detectados en organismos públicos y en centros de enseñanza. Debido a la problemática de los polideportivos se ha llevado a cabo un estudio detenido de evaluación de riesgo de estas instalaciones que se desarrollará en el apartado 7.4.9.

En el control de *Legionella* en los polideportivos, destacó uno de los centros en el que se detectó reiteradamente la presencia de esta bacteria en la instalación de ACS, debido a que una vez que *Legionella* coloniza una instalación es muy difícil de erradicar por lo insidioso del biofilm, especialmente cuando la instalación es antigua. En este caso se adoptaron de forma inmediata medidas preventivas consistentes en el cierre de duchas del circuito ACS para evitar la diseminación de aerosoles contaminados al resto de los usuarios del polideportivo, así como la limpieza y desinfección y renovación total del circuito de agua.

En los últimos años, la significación de presencia de *Legionella* en polideportivos ha ido disminuyendo (Figura 7.6) y aunque pueda tener relación con la disminución del muestreo en este periodo, también puede atribuirse a las estrategias seguidas para la prevención. Así, este hecho se puede relacionar con el aumento paulatino de temperaturas de consigna principalmente de puntos finales (>55°C) y de acumuladores (>65°C) en estas instalaciones.

**Figura 7.6. Distribución de muestras totales y positivas en *Legionella* en polideportivos/año**



En los *organismos públicos* también se ha detectado incidencia de *Legionella*, si bien en mucha menor proporción, tan solo 5 casos correspondientes a un 3,85% del total muestreado para este tipo de edificación. Dos de los casos correspondieron a un muestreo de 2010 en el distrito de Fuencarral-El Pardo y los tres restantes fueron muestreados en los años 2017 a 2019 en el distrito de Retiro. Es de destacar que en todas las muestras la temperatura se encontraba en el óptimo de crecimiento de *Legionella* y generalmente coincidía también con niveles de turbidez, color, hierro, nitritos o coliformes elevados.

En *hoteles* se detectaron dos casos positivos puntuales en distritos pertenecientes a la almendra central, uno de ellos muestreado en 2008, correspondiente a una muestra procedente de un depósito de agua con signos de corrosión, mal dimensionado, con poca demanda de uso, lo que provocaba la estratificación térmica y por tanto el crecimiento de *Legionella* y el otro caso más reciente en 2017 se detectó en una ducha corroída del vestuario de personal situada en un sótano, con escaso mantenimiento y con muy poca frecuencia de uso. En ambos casos la temperatura de consigna era menor de la reglamentaria y la calidad del agua era deficiente, con niveles elevados de los indicadores de calidad analizados; así, en el caso del depósito exceso de turbidez, hierro, nitritos y coliformes y en relación a la ducha exceso de nitritos y de hierro.

En el resto de las edificaciones muestreadas (albergues o residencias, centros de mayores, bares y restaurantes, fuentes de beber y hospitales) no se encontró ninguna muestra positiva con *Legionella*. También es destacable la ausencia de *Legionella* en las muestras procedentes de hospitales. Por lo general, el ACS de estos centros, debido al gran volumen de agua almacenada, a menudo contiene *Legionella spp* y por lo tanto, representan una fuente de infección nosocomial (Palmore et al., 2009).

En contraste con los datos de nuestro trabajo, los estudios sobre hospitales llevados a cabo por distintos autores (Kruse et al., 2016; Barna et al., 2016; Napoli et al., 2019) ponen de relieve una alta incidencia en este tipo de edificación. Incluso considerando que las emisiones de *Legionella* de los sistemas de agua no son necesariamente constantes en el tiempo, se debe realizar siempre una desinfección, aunque se detecten bajos niveles de contaminación.

Los estudios más destacados sobre prevalencia de *Legionella* en agua de consumo, realizados en distintos países europeos se reflejan en la Tabla 7.11. Se puede observar que estos trabajos se centran en distinto tipo de edificaciones: hoteles, hospitales, edificios

públicos, escuelas y viviendas, en los que se obtienen distintos niveles de detección, más moderados en viviendas (5-38%) que en hoteles (49-75%) y hospitales (34-92%), si bien se denota un amplio espectro de rangos, en cualquier caso.

**Tabla 7.11. Aislamiento e incidencia de *Legionella* en sistemas de agua en distintos países**

Sistema de agua	Tipo de edificación	Incidencia <i>Legionella</i> (%)	País	Autor y año
ACS	Centros sanitarios	33,9	Italia	Napoli et al. (2019)
	Edificios comunitarios	33,2		
ACS	Hoteles	48,9	Grecia	Mouchtouri & Rudge, 2015
ACS	Hospitales	63,5	Alemania	Kruse et al. (2016)
	Hoteles	32,7		
Sistemas de ACS	Edificios	40	Hungría	Barna et al. (2016)
	Edificios públicos	46		
	Escuelas	38		
	Viviendas	92		
	Hospitales	71		
Duchas	Viviendas	5	UK	Collins et al. (2017)
Duchas	Hoteles	57,1	Italia	De Filippis et al. (2017)
ACS	Polideportivos	41,2		
ACS	Edificios	75	Grecia	Kyritsi et al. (2018)
ACS	Viviendas y Organismos públicos	20,7	Alemania	Dilger et al. (2018)
ACS	Hoteles	75	Lituania	Valcina et al. (2015)
	Viviendas	54		

Los autores destacan que la colonización está fuertemente asociada con la temperatura en la circulación en los sistemas de agua. A este respecto, hay que aclarar que los controles a hospitales y otros edificios de riesgo de Legionelosis comunitaria no se han realizado en el presente trabajo tan extensamente en los últimos años. Sin embargo, si hemos constatado la asociación de la detección de esta bacteria con la deficiente temperatura en las instalaciones muestreadas.

La colonización de redes de agua caliente de hoteles y edificios públicos también resultó ser muy elevada según los datos bibliográficos consultados (Barna et al., 2016; Mouchtouri & Rudge, 2015; Valcina et al., 2015; Kruse et al., 2016; De Filippis et al., 2018; Dilger et al., 2018).

En hoteles los porcentajes oscilaron ampliamente entre 49-75%, y en edificios públicos fueron más bajos en torno al 20-40%. En algunos hoteles muestreados en el presente estudio se ha constatado la baja eficacia cuando únicamente se utilizan choques térmicos periódicos para el control a largo plazo de *Legionella spp.* en sistemas de ACS, hecho que también ha sido probado por Molina et al. (2022) en hoteles de Baleares.

Barna et al. (2016) al estudiar paralelamente la incidencia en otro tipo de edificaciones como escuelas, ponen de relieve la detección de niveles de colonización similares a los procedentes de hoteles u hospitales, lo que representa un entorno de riesgo que no se puede subestimar.

En todos estos trabajos se confirmó el efecto agravante de los edificios más grandes, complejos y antiguos sobre la colonización. Si bien los resultados de nuestro trabajo han dado niveles de detección sensiblemente más bajos, la antigüedad de los edificios también ha resultado ser un factor determinante en relación con la colonización por *Legionella*.

En relación a los datos bibliográficos sobre *Legionella* en centros polideportivos, destaca la poca prevalencia encontrada en gimnasios y vestuarios por Schiavano et al. (2021) frente a los encontrados en el presente trabajo. Sin embargo, De Filippis et al. (2017) en el análisis de muestras de duchas o grifos ubicados en vestuarios en los sistemas de agua de polideportivos detectaron una incidencia de *Legionella* del 41,2%.

Al establecer una comparativa entre detección de *Legionella* en las muestras de agua de consumo de Madrid de nuestro estudio (2007-2020) frente a los brotes notificados de legionelosis por tipo de edificación sucedidos en Madrid entre 1989 y 2017 (ISCIII, 2021) (Tabla 7.12), se observa que es difícil establecer una correlación entre ellos, ya que la mayor prevalencia de legionelosis se encuentra en el sector de organismos públicos, hostelería (hoteles y residencias), seguido de hospitales y de centros recreativos incluidos los balnearios, spas y polideportivos y son brotes pequeños de 2-3 casos.

**Tabla 7.12. Legionelosis brotes notificados según edificio y lugar del brote**

Tipo edificación	Nº brotes	Tipo edificación	Nº brotes
Hoteles	232	Hospitales	49
Balnearios/SPA/Polideportivos	48	Empresas	10
Residencias de mayores	14	Prisiones	5
Viviendas	33	Campings	12
Organismos públicos	365	Otros	93

En el medio ambiente urbano, la enfermedad se asocia usualmente con diseños deficientes en los edificios, construcción inapropiada y mantenimiento negligente de las instalaciones de agua.

Si bien en España entre 1989-2004 las principales fuentes ambientales de infección por *Legionella*, y dependiendo del tipo de edificio se asociaban a torres refrigeración, sistemas de ACS, y principalmente depósitos y cabezales de ducha y grifos, actualmente las fuentes de brotes relacionadas con pulverizadores de agua y accesorios decorativos con aguas de consumo, adquieren una mayor complejidad, encontrándose casos tan inusuales como los relacionados con rociadores de frutas y pescados de supermercados, o pulverizadores de fuentes champaneras en Madrid (Abad Sanz et al., 2014).

Por ello el RD 487/2022, contempla estas nuevas instalaciones que pueden ser susceptibles de convertirse en focos de contaminación por *Legionella* al pulverizar agua al ambiente estableciendo medidas de gestión del riesgo de legionelosis y planteando mejoras técnicas para un mayor control de todas las instalaciones o equipos.

#### **7.4.6. Presencia de *Legionella* en función de la temperatura del agua de la toma de muestra**

La temperatura del agua en la instalación interior de ACS tiene que ser superior a 60°C en acumulador, en red de retorno debe estar a  $T >$  de 55 °C y en el punto final de toma de muestras (grifo o ducha) por encima de 50 °C para limitar la posibilidad de colonización por *Legionella* (RD 865/2003). Respecto a la temperatura del agua, la fría debe situarse preferiblemente  $< 20$  °C, La instalación deberá permitir que el agua alcance una temperatura de 70 °C en caso de que se necesite realizar un tratamiento térmico de desinfección.

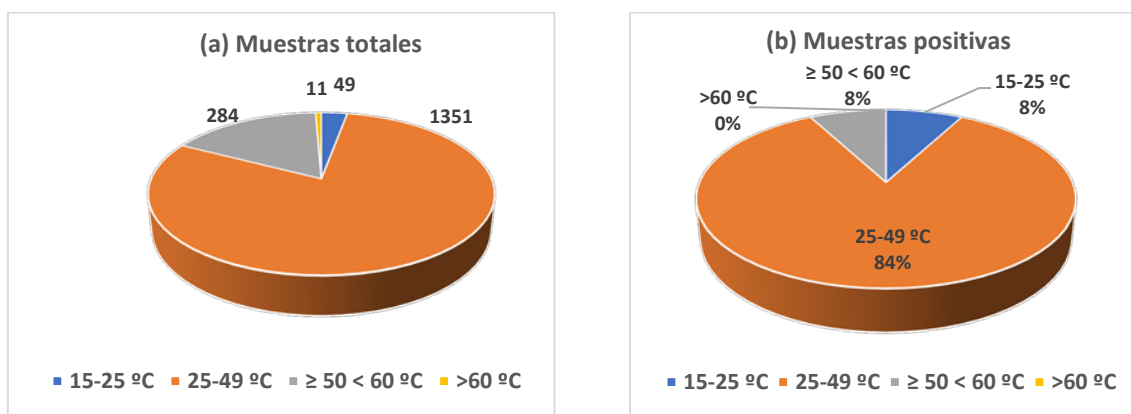
Los datos experimentales sobre la distribución de muestras atendiendo a los distintos rangos de la temperatura de la toma se muestran en la figura 7.7. En el gráfico (a) se reflejan las muestras totales y se puede constatar que el mayor número de ellas (1351) se sitúa en el rango de 25-49 °C de crecimiento óptimo de *Legionella* y el grado de incumplimiento con respecto a la temperatura de consigna ( $T^a$ : 15-49 °C) fue del 92,2%.

En la figura 7.7 (b) se expone la distribución de muestras positivas en *Legionella* atendiendo a los rangos de temperatura y es precisamente en el intervalo de 25-49 °C donde se ha encontrado una mayor proporción de detectados: 84%, existiendo un

porcentaje inferior del 8% con temperaturas de 15-25 °C y del mismo orden 8% a  $T^a > 50$  °C. Estos resultados no muestran significación estadística.

Por tanto, aunque la temperatura se presenta como un factor de influencia decisivo y está íntimamente relacionada con la presencia de *Legionella*, se ha encontrado un bajo nivel de detección en nuestro trabajo, atribuible a la existencia de otros factores de influencia como la suciedad, la presencia de biofilm, la corrosión, la turbidez, el color, los nitritos, la presencia de otros microorganismos u otros parámetros que también hay que tener en cuenta.

**Figura 7.7. Distribución de *Legionella*:** (a) del total de muestras tomadas en ACS, (b) de muestras positivas en función de la temperatura



De hecho, como sabemos que *Legionella* crece óptimamente en un rango entre 25-50 °C, el control de la temperatura del agua por encima de este valor es el tratamiento que hemos utilizado para minimizar la supervivencia y multiplicación de *Legionella spp* en instalaciones interiores.

La tabla 7.13 refleja la distribución de detección de *Legionella* en función del rango de temperatura del agua, particularizando los resultados para los distintos puntos de toma de muestra: grifo, ducha o depósito.

El rango de temperaturas de las muestras de ACS analizadas oscila ampliamente entre un mínimo de 15 °C y temperaturas superiores a 60 °C.

La mayoría de las muestras se han tomado en *ducha* (96,2 %) porque en ese punto de toma se producen aerosoles que contribuyen a un mayor riesgo de contraer la enfermedad por los usuarios.

Las duchas representan un dispositivo generador de aerosoles de uso frecuente en el ámbito doméstico, aunque hay un conocimiento todavía escaso sobre la presencia de *Legionella spp.* en estos sistemas.

Los resultados obtenidos en las muestras analizadas, reflejan que el grado de incumplimiento de temperatura para duchas ha sido muy alto (82,65%), ya que la temperatura de la mayoría de las muestras se encontraba entre 15 y 49 °C. En relación con la detección de *Legionella* en este punto de toma fue mayoritaria en el rango de crecimiento óptimo de este microorganismo: 25-49 °C (85,45%), seguido por el rango de menor temperatura de 15 a 25 °C (9,09%).

**Tabla 7.13. Distribución de detección de *Legionella* en función de la temperatura del agua**

Rango °C	Grifos		Duchas		Depósitos	
	Casos	Detectados	Casos	Detectados	Casos	Detectados
<b>15-25</b>	3	0	44	5	2	0
<b>25-49</b>	13	0	1302	47	36	7
<b>≥ 50 &lt; 60</b>	4	0	276	3	4	2
<b>&gt;60</b>	0	0	8	0	3	0
<b>Total</b>	20	0	1630	55	45	9

Al ser el tamaño de partícula del aerosol de 1-8 µm de diámetro, lo suficientemente pequeño como para penetrar en el sistema respiratorio humano inferior, hemos comprobado que el cambio de difusores de duchas con una salida de gota mayor y de menor aerosolización disminuye la posibilidad de que las duchas y grifos de los edificios muestreados puedan estar implicados como un medio de transmisión de *Legionella* del agua potable.

Estos datos concuerdan con los encontrados en sistemas de distribución de agua de residencias de ancianos y hoteles italianos, con relación a la mayor frecuencia de positivos en *Legionella* cuando las muestras alcanzaban  $T^a \geq 30$  °C con respecto a aquellas con  $T^a < 30$  °C (De Filippis et al., 2018). En el rango de  $T^a > 50-60$  °C solo se detectaron 3 casos positivos que representan un 5,45% del total. En un análisis pormenorizado de estos tres casos se encontró que estas muestras presentaban otros factores de riesgo añadido que favorecían la colonización por *Legionella* en ducha. La presencia de biofilm y la alta concentración de nitritos, hierro y turbidez, explica que aunque la temperatura cumpliera

la legislación ( $T^a > 50$  °C en punto final), por sus otras características no lo hicieron. Estos datos se relacionan con el trabajo de Proctor et al. (2018).

En relación con los *depósitos*, el porcentaje de incumplimientos con respecto al parámetro temperatura fue del 93,33% y el nivel de positivos en *Legionella* fue del 20%, contribuyendo mayormente las muestras con temperaturas en el rango de 20-49 °C como era de esperar. No obstante, se detectaron 2 muestras positivas a  $T > 50$  °C ambas tomadas en depósitos de acumulación por sistemas de placas solares con alto grado de estratificación térmica.

La importancia de la presencia de *Legionella* en depósitos es crucial para el estudio de la instalación interior porque supone una mayor diseminación de esta bacteria al resto de las tuberías de las redes de ACS y a los puntos finales.

Las muestras tomadas en *grifo* fueron las más escasas (1,18%). El porcentaje de incumplimientos en relación con la temperatura fue del 80%, si bien no se detectó en ningún caso *Legionella* probablemente por su mayor frecuencia de uso. Los resultados obtenidos de muestras positivas en *Legionella* tanto en ducha como en depósitos, nos indican que el hecho de alcanzar la  $T^a$  de consigna  $> 55$  °C en cada uno de esos puntos terminales de las instalaciones, ayuda a la prevención de su presencia en los mismos.

Hay que resaltar que otros autores como Dilger et al. (2018) identifican distintas especies de *Legionella* en agua en un rango de temperatura entre 50 y 59 °C. Los autores demuestran que el riesgo de aislar *Legionella* en un punto terminal es 2,46 veces superior cuando la  $T^a$  es  $<$  de 55°C respecto a  $> 55$  °C. En este sentido, el estudio de Gavalda et al. (2019) corrobora la necesidad de aumentar la temperatura del ACS en punto final con el fin de minimizar el riesgo de esta bacteria en las instalaciones.

Hay que contemplar la frecuencia de uso como factor clave para el asentamiento de *Legionella*. Así, según el estudio de Collins et al. (2017) llevado a cabo en 82 duchas domésticas del sur de Inglaterra se indica la detección de *Legionella spp* en un 8% de las muestras, asociando principalmente la positividad con la frecuencia de uso, y también con la edad del edificio y de la ducha. En dicho trabajo se demostró que su concentración disminuye con el aumento de la frecuencia de uso y limpieza más frecuente del cabezal de ducha. Por su parte, Dilger et al. (2018) señala niveles de detección 2,84 veces superior cuando la frecuencia de uso de los puntos terminales es ocasional respecto a la utilización diaria.

La temperatura del agua es un factor que también afecta a la presencia de otras bacterias que pueden servir de huésped a *Legionella*. En este sentido, las investigaciones de Valcina et al. (2019) para analizar la coexistencia con otras bacterias y amebas de vida libre dentro del biofilm de los sistemas de suministro de agua potable apoyan la menor presencia de *Legionella* en muestras de agua fría con un promedio de 12,5% frente al 54% en agua caliente.

Los estudios mas actuales llevan a cabo modelizaciones matemáticas para analizar la influencia de la temperatura en la cinética de crecimiento de diferentes genotipos ambientales y clínicos de *L. pneumophila* y la comparan con la incidencia de sus nichos ecológicos. Los autores concluyen que las cepas ambientales muestran una clara preferencia por la temperatura de 25-32 °C frente a T<sup>a</sup> >42-45 °C (Sharaby et al., 2017).

#### 7.4.7. Control de *Legionella* en función del tipo de desinfección

Se ha establecido una comparación de los positivos detectados de *Legionella* según el tipo de biocida utilizado en el agua muestreada: cloraminas o cloro libre (Tabla 7.14).

La desinfección mediante cloraminas o cloraminación es utilizada comúnmente por CYII en Madrid en las ETAP. Las monoclорaminas se forman al agregar amoníaco al agua que contiene cloro libre residual. Por ello se encuentran monoclорaminas en la entrada al sistema de distribución de agua en el 81,53% de los edificios muestreados. En comparación con la cloración, este tratamiento es más estable y eficaz. La desventaja es que puede provocar el crecimiento de micobacterias. Además, puede atacar a componentes de caucho y plástico de las tuberías (Amado-González et al., 2019).

En los depósitos de agua fría, aljibes o cisternas de grandes instalaciones de agua como las de los hoteles, hospitales o polideportivos que llegan con cloraminas de CYII se procede a una recloración preventiva. El control de este tratamiento es muy importante, ya que el nivel de cloro libre total añadido a la instalación debe ser suficiente para superar el punto crítico (break point) del cloro combinado residual y evitar el crecimiento de *Legionella*.

**Tabla 7.14. Relación entre el biocida utilizado en la desinfección del agua y presencia de *Legionella***

Biocida	Muestras totales		Legionella negativo		Legionella positivo	
	Nº	%	Nº	%	Nº	%
Cloro/hipoclorito	313	18,47	313	100	0	0
Monoclорaminas	1382	81,53	1318	95,37	64	4,63

En las muestras analizadas, la aplicación de cloraminas fue muy extensa (81,53%), y tan solo el 18,47% restante fueron desinfectadas con otros biocidas distintos, la mayoría cloro o distintos hipocloritos, provenientes de sistemas automatizados (cloradores automáticos situados en depósitos intermedios anteriores o posteriores a los depósitos de acumulación de ACS).

Desinfectar con cloro (dióxido de cloro), resulta altamente eficiente y no es costoso. El cloro reduce y controla las poblaciones de esta bacteria, en los brotes, siempre que se mantengan las concentraciones residuales, aunque no erradica completamente la *Legionella* del sistema.

Valcina et al. (2015) consideran que para controlar continuamente este microorganismo, se necesitan concentraciones de cloro mucho más elevadas que las que se encuentran típicamente en el agua potable. La eliminación completa de *Legionella* de un sistema de distribución de agua es difícil de lograr con los métodos convencionales a base de cloro, desinfección térmica, ionización de plata/cobre o radiación ultravioleta que han demostrado eficacia dudosa en la desinfección a largo plazo para el control de esta bacteria asociada con amebas de vida libre en biopelículas.

La eficacia de los desinfectantes se basa históricamente en la inactivación de patógenos en sus formas planctónicas de flotación libre, pero debido a la importancia ecológica de las biopelículas del agua potable para la supervivencia de los patógenos, es necesario realizar también el estudio de inactivación de *Legionella* en el biofilm por distintos desinfectantes, porque los quistes de amebas de vida libre del biofilm pueden ser transportadores de *Legionella*, que es capaz de sobrevivir en su interior y resistir los tratamientos de desinfección (Sciuto et al., 2021).

En el estudio de Buse et al. (2019), se evaluó la eficacia de dos desinfectantes comunes, cloro libre y monocloramina, en biopelículas maduras de agua potable colonizadoras de *Legionella pneumophila* establecidas en superficies de cobre y PVC. Los resultados mostraron que la inactivación dependía del tipo de desinfectante y del sustrato del biofilm.

En las muestras objeto de este estudio, los niveles tanto de cloro combinado residual, como en su caso de cloro libre residual obtenidos en las inspecciones estuvieron siempre dentro del rango de 0,2-0,4 mg/l de cloro combinado residual y 0,2 de cloro libre residual,

conformes a los VP legislados (2 mg/l y 1 mg/l) respectivamente, por lo que no hubo que aplicar medidas correctoras.

En todas las muestras positivas en *Legionella*, el tipo de biocida asociado fueron las monocloraminas provenientes de CYII, y se supone que en estos casos concretos no hubo cloración adicional del agua. Estos casos correspondieron a en su mayoría a tomas de ACS donde la temperatura era <50 °C.

La diferencia entre la cloración y la cloraminación en el mantenimiento de los sistemas de agua, es que la primera se debe de hacer siempre con cloradores automáticos en continuo con el fin de obtener siempre una concentración de cloro libre <1 mg/l, mientras que en la cloraminación las monocloraminas se usan como desinfectantes secundarios por ser mucho más estables y porque no se disipan antes de llegar a los consumidores.

El cloro combinado residual se utiliza principalmente a concentraciones más bajas (0,6-0,8 mg/l). Uno de los principales beneficios de las cloraminas es que su uso reduce los niveles generales de THMs regulados en comparación con el cloro. Sin embargo, el cloro también se puede usar a dosis altas en situaciones de emergencia, cuando existe un brote, que es lo que se conoce como la hipercloración y con la ventaja de que el cloro libre residual puede ser eliminado por la exposición a la luz del sol durante unas 4 horas.

#### **7.4.8. Influencia de distintos parámetros indicadores fisicoquímicos y microbiológicos en la colonización de *Legionella* en el agua.**

Como ya hemos comentado no solo la temperatura es un factor esencial de riesgo en la colonización de *Legionella* en los sistemas de distribución de agua, sino que determinados parámetros indicadores de la calidad de la misma pueden favorecer su proliferación en las instalaciones muestreadas.

Entre estos factores se encuentran la presencia de nutrientes orgánicos (biofilm), depósitos de sólidos en suspensión (turbidez), indicadores de metabolismo de bacterias (nitritos), indicadores de contaminación fecal (coliformes), hierro como factor limitante de crecimiento bacteriano y conductividad y color asociados a la presencia de este microorganismo, entre otros.

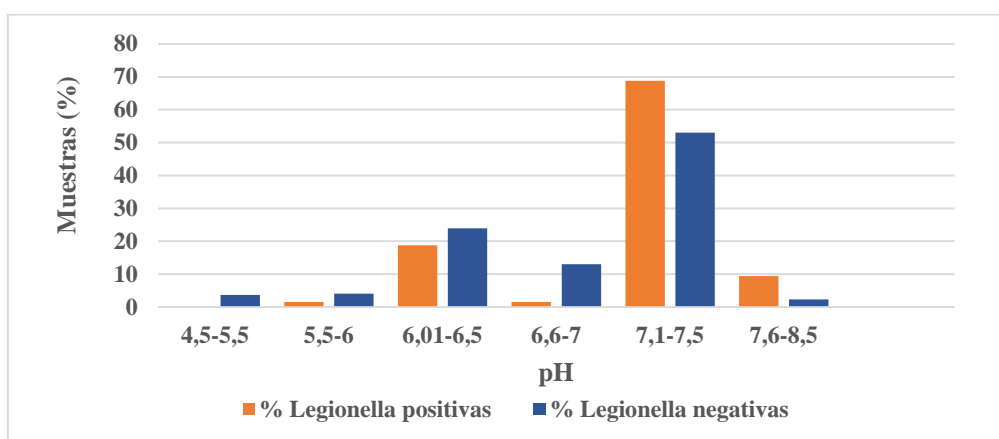
##### **7.4.7.1. pH**

El pH del agua tiene influencia en el desarrollo de *Legionella*. Este microorganismo sobrevive bien en intervalos que oscilan entre 5,5 y 9,2 unidades de pH. En el presente

estudio casi la totalidad de las muestras (98%) mostraron valores entre 5,5-8,5, niveles en donde se sitúa el rango de crecimiento de *Legionella* (Figura 7.8).

El VP de pH en las aguas de consumo es de 6,5-9,5 unidades de pH, si está fuera del intervalo habrá que tomar medidas correctoras. El valor consensuado para considerar el agua como no apta para consumo, se encuentra entre un mínimo de 4,5 y un máximo de 10,5 unidades de pH. En este estudio el valor medio de pH ha sido 7,01 en las muestras positivas y de 7,4 en las negativas, concordante con la media a escala nacional (MS, 2021).

**Figura 7.8. Distribución de valores de pH en relación con los porcentajes de muestras positivas y negativas de *Legionella***



La distribución de pH reflejada en la figura 7.8 denota que el mayor porcentaje de muestras, tanto con detección de *Legionella*, como sin ella, se encontró en el rango de pH de 7,1-7,5 y se observa que el mayor porcentaje de muestras positivas (78% del total) ostentó valores de pH alcalinos (7,1-8,5). No obstante, la presencia de *Legionella* en las muestras analizadas se asoció con rangos de pH entre 6,5 y 8,5 con un nivel medio de 7,22.

Dado que estos valores están dentro de la normalidad para aguas de consumo, esto sugiere que el pH no ha tenido especial incidencia en la presencia o ausencia de este microorganismo.

Tan solo el 3,5% de las muestras resultaron con valores cercanos a 4,5 y en ningún caso fueron positivas en *Legionella*. Es conveniente resaltar que estos bajos niveles de pH, aunque por una parte puedan limitar el crecimiento de esta bacteria, de manera indirecta podrían favorecerlo, al ser capaces de influir en procesos de corrosión y por tanto incrementar las concentraciones de hierro, o los niveles de turbidez y color.

Los bajos valores de pH (4,5) detectados en este estudio, la mayoría en los años 2007 y 2008, se pueden considerar excepcionales y fueron causados por un proceso de inadecuada rechloración del agua en algún depósito de instalación interior y en algunos puntos finales de duchas y grifos en el proceso de limpieza y desinfección de los mismos mediante inmersión con cloro.

Además, en ACS, un aumento en la temperatura podría hacer disminuir el pH y esto repercutiría en los procesos de desinfección del agua, al promover la formación de di y tricloraminas que son menos efectivas en la desinfección con respecto a las monocloraminas, como ya se ha indicado anteriormente en el capítulo 2.

#### **7.4.7.2. Conductividad eléctrica**

Con respecto al parámetro de la conductividad no se encontraron valores fuera de la aptitud para aguas de consumo  $< 2.500 \mu\text{S/cm}$  y del valor consensuado para ser calificada como no apta  $5.000 \mu\text{S/cm}$ .

La conductividad del agua de consumo de CYII, en Madrid, es muy baja (habitualmente entre  $60$  y  $180 \mu\text{S/cm}$ ) lo que resulta muy positivo, ya que evita procesos de corrosión de tuberías y accesorios de metales como el hierro que permanecen en disolución.

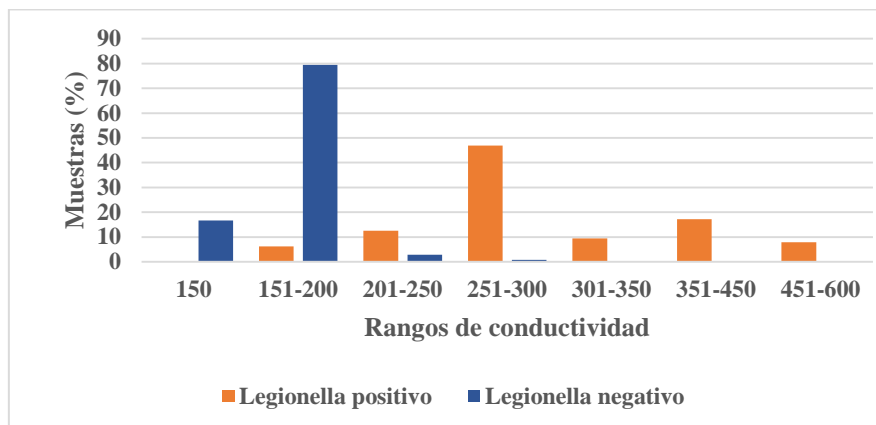
En el caso de ACS, el incremento en los valores de conductividad es atribuible al propio aumento de la temperatura, puesto que ambos parámetros están directamente relacionados.

Así, en las muestras analizadas los niveles superaron el valor medio citado por CYII para el agua de Madrid y fue de  $196,165 \mu\text{S/cm}$ , oscilando en un rango entre  $150 - 650 \mu\text{S/cm}$ , tal como se aprecia en la figura 7.9.

Al analizar únicamente la conductividad para muestras positivas en *Legionella*, el intervalo fue más estrecho  $200-550 \mu\text{S/cm}$ , con un promedio superior de  $323,5 \mu\text{S/cm}$ .

El comportamiento de muestras positivas y negativas fue diferente con respecto a este parámetro, observándose mayores niveles de conductividad en muestras positivas. Sin embargo, el análisis de correlación de Spearman llevado a cabo sobre las 64 muestras *Legionella* positivas (CT<40) no ha dado relación, ya que se han encontrado valores muy similares de conductividad para diferente grado de detección de *Legionella*.

**Figura 7.9. Distribución de rangos de conductividad eléctrica en relación con los porcentajes de muestras positivas y negativas de Legionella**



#### 7.4.7.3. Color

El color está relacionado con las sustancias disueltas, las partículas en suspensión que contiene el agua y la solubilidad de los compuestos que aportan color. Otros factores que intervienen en su nivel son el pH, la temperatura y el grado de estancamiento del agua.

En las muestras analizadas el valor medio fue de 2 mg/l Pt/Co conforme a la legislación y son del mismo orden que los reflejados en España que se detectaron en un rango entre 1,7 y 1,8 mg/l durante el periodo 2017-20 (MS, 2021).

El incumplimiento del color por encima del VP de 15 mg/l Pt/Co se dio en sólo el 3,1% de las muestras con presencia de *Legionella* y el 98,88% de las muestras no colonizadas por esta bacteria se relacionó con resultados conformes con respecto a este parámetro.

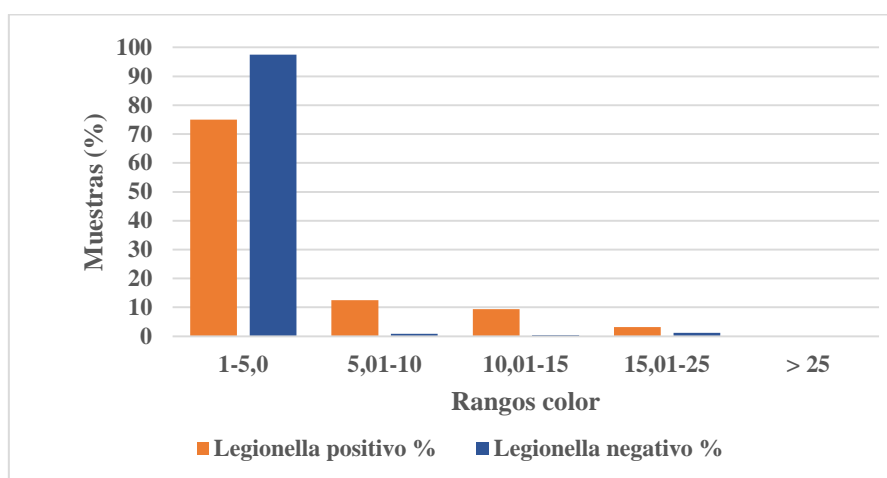
La distribución de las muestras, expresadas en porcentaje, con respecto a los niveles de este parámetro se refleja en la figura 7.10. Se puede destacar que el 97,5% de las muestras *Legionella* negativas se encontraron en un rango de color de 1-5 mg/l Pt/Co, si bien se detectaron 20 muestras que representan un 1,22% del total con niveles no conformes. Las muestras *Legionella* positivas se encontraron mayoritariamente (75%) en el rango inferior de 1-5 mg/l Pt/Co, si bien hubo 2 muestras (3,13%) que superaron el VP.

El test de Chi cuadrado reflejó diferencias significativas entre el grado de cumplimiento de este parámetro para muestras positivas y negativas ( $p < 0,0001$ ). La correlación de

Spearman entre CT y color para la población de las 64 muestras positivas es débilmente negativa ( $r = -0,300$ ,  $p < 0,05$ ).

El color del agua de las instalaciones interiores se puede deber a la presencia de MON, como pueden ser las sustancias húmicas, pero en la mayoría de los casos procede de ciertos metales constituyentes de las tuberías como hierro, manganeso y cobre que migran al agua por fenómenos de corrosión y se encuentran disueltos o en suspensión.

**Figura 7.10. Distribución de rangos de color en relación con los porcentajes de muestras positivas y negativas de Legionella**



La medición del color es necesaria no solo para conocer el nivel de MON que hay en el agua, que puede servir de soporte para el crecimiento de *Legionella* sino también porque su presencia es un factor de riesgo de generación de subproductos nocivos de la desinfección del agua, como los trihalometanos.

#### 7.4.7.4. Turbidez

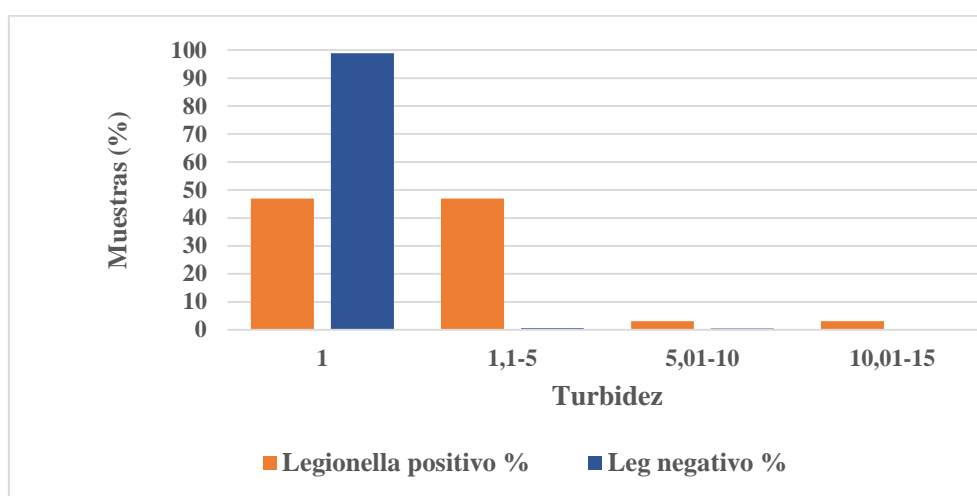
La turbidez del agua también se puede relacionar con la presencia de este microorganismo. El biofilm y la turbidez medida en agua tienen una relación directa, es por ello que según las guías de la OMS (2017), la turbidez del agua para consumo humano no debería superar en ningún caso 5 UNF, y estará idealmente por debajo del VP de 1 UNF. En España el valor promedio obtenido en agua de consumo durante los años 2017-2021 se encontraron en niveles entre 0,37 y 0,43 UNF.

Los resultados de este estudio para este parámetro se reflejan en la figura 7.11. Se observa que la media de turbidez fue  $< 1$  UNF conforme al VP en el 98,9% de las muestras *Legionella* negativas. El 46,9% de las muestras colonizadas por *Legionella* tuvo ese

mismo valor (<1UNF), pero un porcentaje similar de 46,9% de estas muestras mostró valores entre 1,1 y 5 UNF.

Los incumplimientos para muestras negativas han resultado ser muy escasos (1,1%) y se encontraron en mayor medida en muestras colonizadas por *Legionella* (6,26%). El análisis estadístico corrobora estas diferencias ( $p < 0,0001$ ). En dichas muestras también se observaron valores elevados tanto de nitritos como de hierro.

**Figura 7.11. Distribución de rangos de turbidez en relación con los porcentajes de muestras positivas y negativas de Legionella**



Valor de referencia Turbidez: 1 UNF, alarma 5 UNF y no aptitud 6 UNF

#### 7.4.7.5. Hierro

El hierro es uno de los factores de crecimiento que regula la virulencia de la bacteria, de ahí la importancia de su estudio. Los resultados obtenidos para el hierro en relación con la presencia o ausencia de *Legionella* reflejan que el 92,83% de las muestras negativas en *Legionella* ha sido conforme a legislación para este parámetro ( $Fe < 200 \mu g/l$ ), respecto a las muestras con detección de *Legionella* cuyo cumplimiento fue del 39,1% (Figura 7.12).

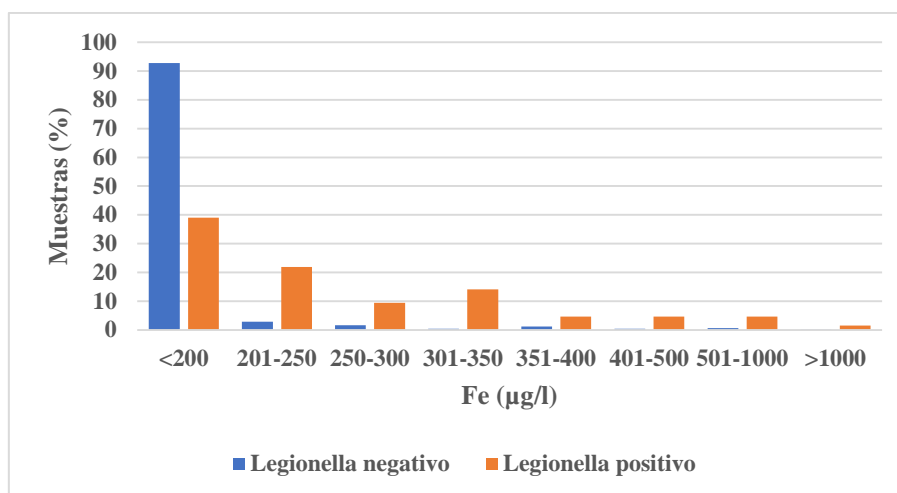
El distinto grado de conformidad fue significativo ( $p < 0,0001$ ). Los datos publicados a nivel nacional, arrojan resultados menores del VP, con rangos que oscilan entre 16,9-22,6  $\mu g/l$ , en los últimos años (2016-2021).

Al examinar la distribución de los valores de hierro para muestras positivas en *Legionella*, se observa un amplio porcentaje de muestras (21,9%) con rangos de 201-250  $\mu g/l$ ,

situándose el 50% de las muestras en rangos superiores de 250-400  $\mu\text{g/l}$ , y llegando excepcionalmente (1,6% de los casos) a un máximo de 1022  $\mu\text{g/l}$ .

En contraposición, solo un 6% de las muestras *Legionella* negativas ostentaron niveles entre 201-400  $\mu\text{g/l}$ . En estos casos donde se superó el VP del Fe se adoptaron medidas correctoras. En los casos en los que el hierro se encontró en niveles  $> 300 \mu\text{g/l}$ , la aplicación de medidas fue inmediata.

**Figura 7.12. Distribución de rangos de concentración de hierro en relación con los porcentajes de muestras positivas y negativas de *Legionella***



Los materiales constitutivos de las tuberías suelen tener una influencia decisiva en el desarrollo de *Legionella* y en concreto esto se pone de manifiesto con las recientes investigaciones de Rakić et al. (2022) en las que al estudiar el efecto de las tuberías de hierro galvanizado frente a tuberías plásticas en sistemas de ACS, concluye que existe una mayor detección de esta bacteria en muestras de agua de tuberías de hierro galvanizado (28,8%) frente a un 17,8 % de las muestras de tuberías de plástico.

En nuestro caso la mayor parte de incumplimientos de *Legionella* se debieron al hierro o acero galvanizado mientras que no ocurrió con las tuberías de plástico de las nuevas instalaciones polideportivas.

#### 7.4.7.6. Nitritos

La presencia de nitritos en el agua es un claro indicador de la calidad de la misma. Su origen deriva de contaminación fecal o del metabolismo de microorganismos como *Legionella*. Los resultados obtenidos para este parámetro se reflejan en la figura 7.13. En

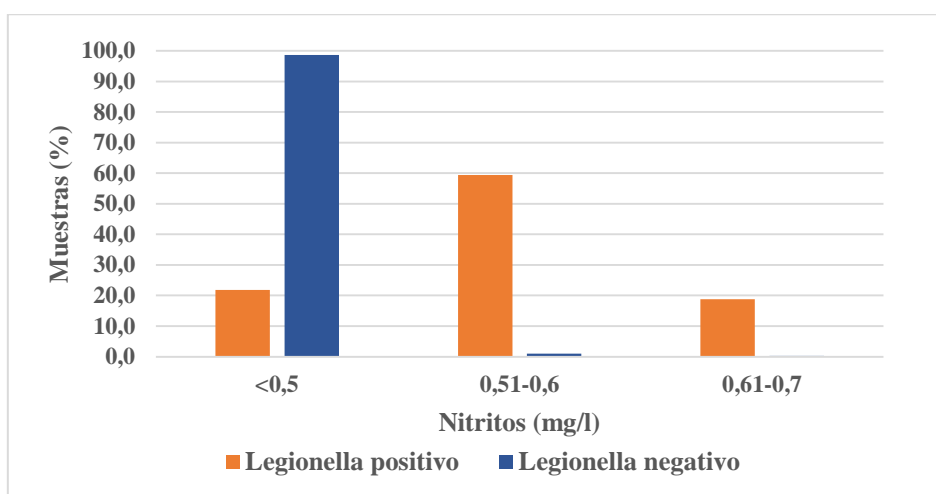
nuestro estudio el 98,6% de las muestras negativas cumplió con los límites máximos permitidos de presencia de nitritos en las aguas de consumo (<0,5 mg/l).

Por encima de estos niveles el agua no es apta para consumo humano. En el caso de muestras positivas (21,9%) el nivel de cumplimiento fue significativamente más bajo ( $p < 0,0001$ ).

A nivel nacional la media numérica del valor cuantificado ha sido 0,01 mg/l, con un máximo en agua de consumo de 10,9 mg/l.

Al analizar la distribución de porcentajes de muestras y valores de nitritos se observa un porcentaje mayoritario del 59,4% de muestras con valores entre 0,51-0,6 mg/l, un porcentaje más moderado, pero notable de muestras: 18,9% con valores superiores de 0,61-0,7 mg/l. En estos casos la medida adoptada consistió en incrementar la cloración.

**Figura 7.13. Distribución de rangos de concentración de nitritos en relación con los porcentajes de muestras positivas y negativas de Legionella**



#### 7.4.7.7. Coliformes

Las bacterias coliformes totales pueden también sobrevivir y proliferar en sistemas de distribución de agua, sobre todo en presencia de biopelículas y su presencia está relacionada con el mantenimiento incorrecto de la red de distribución y/o instalación interior. Con los datos obtenidos se pretende valorar y relacionar la presencia conjunta de *Legionella* con microorganismos como *Escherichia coli* y enterococos, se utilizan como parámetros indicadores y microbiológicos de calidad de aguas potables.

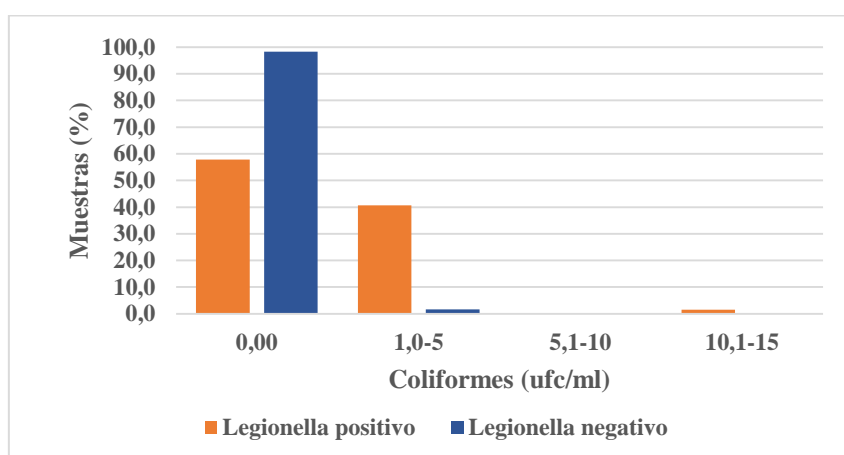
Nuestros resultados sobre incumplimientos se destacan en la figura 7.14. El 98,3% de las muestras no colonizadas por *Legionella*, tampoco lo fueron por coliformes.

Este porcentaje se redujo significativamente ( $p < 0,0001$ ) para las muestras *Legionella* positivas donde solo el 57,8% dio ausencia de coliformes acorde con el VP = 0 ufc/ml.

La distribución del porcentaje de muestras positivas y negativas de *Legionella* en cada rango de recuentos de coliformes se señala en la figura 7.14.

Es resaltable que un 40,6% de las muestras con detección de *Legionella* contenía coliformes en niveles de 1-5 ufc/ml y todavía un porcentaje del 1,6% presentaba una contaminación extrema, obteniendo en este caso recuentos muy elevados del orden de 10-15 ufc/ml

**Figura 7.14. Distribución de rangos de concentración de coliformes (ufc/ml) en relación con los porcentajes de muestras positivas y negativas de *Legionella***



#### **7.4.7.8. Grado de cumplimiento de los parámetros indicadores en relación con *Legionella*.**

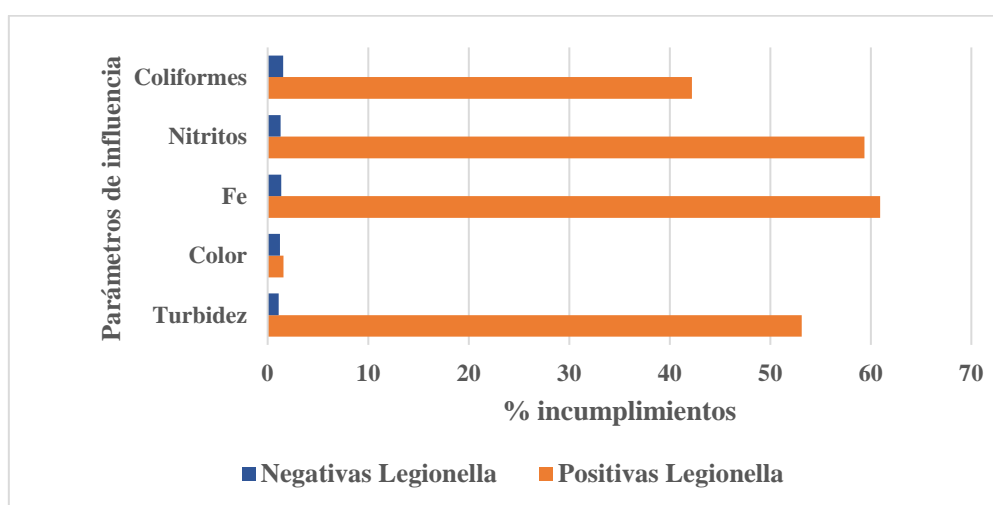
En la figura 7.15 se puede observar claramente que en aquellas muestras colonizadas por *Legionella*, los porcentajes de incumplimiento para los parámetros físicoquímicos y microbiológicos analizados fueron significativamente superiores con respecto a los porcentajes calculados para las muestras libres de *Legionella*.

Destaca el caso del hierro en el que la mayor proporción de incumplimientos (>80%) se dio en muestras con presencia de *Legionella*, así como los nitritos, donde en un 79,10%

de las muestras positivas a *Legionella* se cuantificaron niveles de nitritos que superaron el límite legislado.

Lo mismo, aunque en menor proporción ocurrió con el parámetro de la turbidez y la presencia de otras bacterias coliformes y aerobias que indicaban la presencia de biofilm en las muestras de agua de consumo para control de *Legionella*.

**Figura 7.15** *Porcentaje de incumplimientos de los distintos factores de influencia y relación con muestras positivas y negativas de Legionella*



#### 7.4.9. Análisis predictivo de posible presencia de *Legionella*

La regresión logística binaria permite identificar los factores que pueden estar asociados al crecimiento de *Legionella* en las muestras de agua analizadas. En este estudio la variable dependiente de interés es cualitativa y dicotómica en concreto la ausencia o presencia de *Legionella*, mientras que las variables independientes explicativas se seleccionan mediante un método por pasos (stepwise) que permite la entrada de dichas variables según muestren una relación con la variable dependiente significativa. En la tabla se indica la puntuación de la prueba de Wald que sigue una distribución chi-cuadrado y el p-valor. (Tabla 7.15).

En nuestro caso la variable más relacionada y la que primero se incluye en el modelo son los nitritos (<0,5 frente a >0,5) por el procedimiento logístico ( $p < 0,0001$ ). En el siguiente paso se introduce la turbidez (1 vs >1) para valorar su efecto frente a presencia o ausencia

de *Legionella* ( $p < 0,0001$ ). En pasos sucesivos ingresan se añaden las variables color ( $< 5$  vs  $> 5$ ), tipo de edificación (polideportivos frente al resto). Por último, el modelo incorpora el parámetro Fe ( $< 200 \mu\text{g/l}$  vs valores superiores), con una significación más baja de la esperada teóricamente.

**Tabla 7.15. Selección de variables independientes en el modelo de regresión logística**

Paso	Variables		Nº		Puntuación prueba de Wald			Nivel
	Incluir	Eliminar	gl	In	$\chi^2$	$\chi^2$	Pr $> \chi^2$	
1	<b>Nitritos</b>		1	1	921,332		$< .0001$	Nitritos
2	<b>Turbidez</b>		1	2	74,961		$< .0001$	
3	<b>Color</b>		1	3	17,094		$< .0001$	Color
4	<b>Edificio</b>		1	4	16,674		$< .0001$	
5	<b>Fe</b>		1	5	3,331		0,066	Fe
6		Fe	1	6		3,197	0,0738	Fe

$\chi^2$ : Chi-cuadrado; gl: grados de libertad

Finalmente, en el último paso, la variable Fe se descartó del modelo, ya que no muestra una capacidad predictiva, es decir no mejora la predicción cuando se incorpora con el resto de los demás parámetros seleccionados, lo que se refleja estadísticamente por su  $p=0,0660$ .

Una vez encontrado el mejor conjunto de variables explicativas que predicen la variable dependiente. La validación del modelo se llevó a cabo por el método de estimaciones de máxima verosimilitud para ver como se ajustan los resultados obtenidos mediante el estadístico de Ward (contrasta el ajuste del modelo a los datos a través de un índice que sigue una distribución chi-cuadrado) (Tabla 7.16). Se calculó la estimación, el error estándar, la chi-cuadrado y el p valor del intercept, tipo de edificio, turbidez, color y nitritos, sabiendo que en el caso de turbidez 1 o de nitritos  $< 0,5$  señala la protección, no el riesgo de existencia de *Legionella*.

**Tabla 7.16. Análisis de estimaciones de máxima verosimilitud**

Variables		gl	Estimación	ES	Wald $\chi^2$	Pr $> \chi^2$
Intercept		1	45	0,9576	222,895	$< .0001$
Tipo edificio	Polideportivo	1	36	0,9473	137,696	0,0002
Turbidez	1	1	-52	0,8373	376,344	$< .0001$
Color	$< 5$	1	-32	0,6881	207,747	$< .0001$
Nitritos	$< 0,5$	1	-58	0,6481	823,861	$< .0001$

gl: Grados de libertad; ES: Error estándar;  $\chi^2$ : Chi cuadrado

Los resultados corroboran la hipótesis de que a los siguientes parámetros: tipo de edificación, turbidez, color y nitritos se les puede aplicar el de análisis de regresión logística, al explicar la influencia que tienen en la presencia o ausencia de *Legionella* y predecir los verdaderos positivos y los verdaderos negativos.

A cada una de las cuatro variables el análisis les asigna un coeficiente, que nos informa de su contribución individual al modelo predictivo. El peso de estos coeficientes puede ser fácilmente entendido si se exponencia su valor al número “e”, ya que corresponde a la odds ratio (OR) ajustada, que relaciona la variable con el resultado de interés (Tabla 7.17).

**Tabla 7.17. Estimación de la odds ratio (OR) y límite de confianza**

Variables		OR	Limite de confianza al 95%	
			Inferior	Superior
Tipo edificación	Polideportivo vs resto	33,626	5,520	215,303
Turbidez	1 vs >1	0,006	0,001	0,03
Color	<5 vs ≥5	0,043	0,011	0,167
Nitritos	<0,5 vs >0,5	0,003	<0,001	0,01

En el caso de la variable tipo de edificación, en concreto los polideportivos, el OR es 33,626, lo que indica una elevada asociación positiva de los polideportivos con la presencia de *Legionella* (33 veces superior frente al resto de edificaciones muestreadas). Sin embargo, para los restantes parámetros, la asociación <1 indica que a menor concentración de estos parámetros, menor probabilidad habrá de presencia de esta bacteria.

#### ***Asociación de probabilidades predictivas y respuestas observadas***

De estos datos se obtiene la asociación de las probabilidades predictivas y las respuestas observadas (Tabla 7.18). Es una medida que estudia la relación entre variables en términos de concordancia y discordancia. Se calculan los porcentajes con la ayuda de diferentes estadísticos (Somers’D, gamma, tau). En la medida que el porcentaje de concordancias y discordancias se acerquen a 100 y a 0 respectivamente será mejor. El número de empates será favorable en la medida que el porcentaje se acerque a cero. Y los pares son todos los posibles pares de observaciones en el que 1 es positivo y el otro es negativo de *Legionella*

**Tabla 7.18. Asociación de probabilidades predictivas y respuestas observadas**

Tipo de asociacion	Porcentaje	Estadístico	p valor
Corcondancias (%)	97	Somer'D	0,958
Discondancias (%)	1,2	Gamma	0,975
Empates (%)	1,7	Tau-a	0,969
Pares	102,2	c	0,979

Los datos procedentes de las muestras analizadas manifiestan que las concordancias han alcanzado un porcentaje del 97%, lo que indica que la relación es positiva es decir en la medida que aumentan los valores de una de las variables, aumentan los de la otra. Sin embargo, el % de discordancias o relaciones negativas ha sido escasísimo (1,2%) así como el de empates (1,7%)

A partir de las probabilidades estimadas por el modelo se calcula la tabla de clasificación que servirá de base para hacer la curva ROC (Tabla 7.19). La curva ROC (Características Operativas del Receptor) evalúa gráficamente la capacidad predictiva de un modelo.

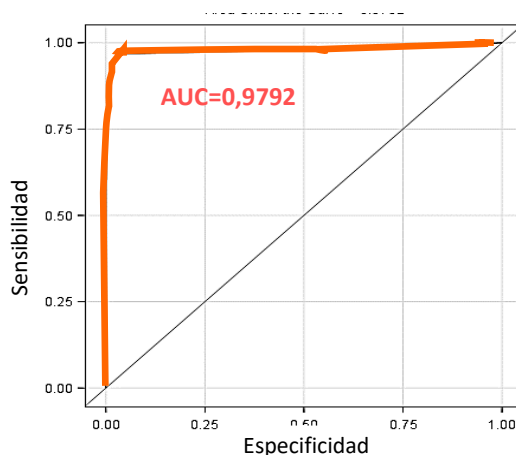
**Tabla 7.19 Clasificación**

Nivel Prob	Correcto		No correcto		Porcentaje				
	Evento	No evento	Evento	No evento	Correcto	Sensibilidad	Especificidad	Falso positivo	Falso negativo
0	63	0	1623	0	3,7	100	0	96,3	-
0,05	59	1597	26	4	98,2	93,7	98,4	30,6	0,2
0,1	59	1597	26	4	98,2	93,7	98,4	30,6	0,2
0,15	59	1597	26	4	98,2	93,7	98,4	30,6	0,2
0,2	57	1597	26	6	98,1	90,5	98,4	31,3	0,4
0,25	56	1602	21	7	98,3	88,9	98,7	27,3	0,4
0,3	56	1602	21	7	98,3	88,9	98,4	27,3	0,4
0,35	56	1604	19	7	98,5	88,9	98,8	25,3	0,4
0,4	56	1604	19	7	98,5	88,9	98,8	25,3	0,4
0,45	45	1606	17	18	97,9	71,4	99	27,4	1,1
0,5	45	1622	1	18	98,9	71,4	99,9	2,2	1,1
0,55	45	1622	1	18	98,9	71,4	99,9	2,2	1,1
0,6	45	1622	1	18	98,9	71,4	99,9	2,2	1,1
0,65	45	1622	1	18	98,9	71,4	99,9	2,2	1,1
0,7	45	1622	1	18	98,9	71,4	99,9	2,2	1,1
0,75	45	1622	1	18	98,9	71,4	99,9	2,2	1,1
0,8	44	1622	1	19	98,8	69,8	99,9	2,2	1,2
0,85	44	1622	1	19	98,8	69,8	99,9	2,2	1,2
0,9	37	1622	1	26	98,4	58,7	99,9	2,6	1,6
0,95	23	1623	0	40	97,6	36,5	100	0	2,4
1.000	0	1623	0	63	93,6	0	100	-	3,7

El prototipo proporciona un buen ajuste cuando asigna probabilidad alta a muestras con evento y probabilidad baja a muestras sin evento. La curva ROC se representa en la figura

7.16: En ordenadas indica la sensibilidad con valores entre 0 y 1 y en abscisas la especificidad a la que también se le asignan valores entre 0 y 1. La línea trazada desde el punto 0,0 al punto 1,1 recibe el nombre de diagonal de referencia, o línea de no-discriminación (AUC: área bajo la curva =0,5). Si el modelo ajusta (AUC>0,7) se gana mucha sensibilidad y apenas se pierde especificidad, siendo la situación ideal cuando el modelo predictivo proporcione un valor de AUC=1.

**Figura 7.16. Curva ROC de los datos de Legionella**



En la figura 7.16 se refleja la curva ROC de los datos analizados con un resultado de AUC muy alto: 0,97, lo que indica un modelo en términos de valor predictivo muy bueno.

Cuanto más cercano a 1, mejor es la capacidad discriminante del clasificador. Por ello, el modelo de regresión logística aplicado a los datos obtenidos de *Legionella*, junto con el procesamiento previo de los mismos, se consiguen predicciones de gran calidad.

#### **7.4.10. Evaluación del riesgo global en centros polideportivos con presencia de *Legionella***

La evaluación de riesgo se efectuó en 12 instalaciones polideportivas, en las que durante el periodo de estudio dieron presencia de *Legionella* por qPCR en e las tomas realizadas para control de la misma (Tabla 7.20).

A través de las indicaciones del *manual para la prevención de la legionelosis* en las instalaciones de riesgo y las notas técnicas NTP 691 y 692 (INSHT, 2006), se ha calculado el riesgo estructural (IE) referido a las características propias de la instalación, operacional (IO) asociada al funcionamiento y de mantenimiento (IM) referido a los tratamientos que se llevan a cabo para este fin. A partir de estos resultados se ha evaluado el índice global (Tablas 7.3, 7.4, 7.5).

**Tabla 7.20. Relación de centros polideportivos con presencia de Legionella y sus correspondientes distritos**

Polideportivo	Nombre Distrito	Nº	Polideportivo	Nombre Distrito	Nº
P1	Villaverde	17	P7	Chamberí	7
P2	Latina	10	P8	Carabanchel	11
P3	Villaverde	17	P9	Puente de Vallecas	13
P4	Villa de Vallecas	18	P10	Moncloa	9
P5	Arganzuela	2	P11	Moncloa	9
P6	Salamanca	4	P12	Moncloa	9

En las tablas siguientes 7.21, 7.22, y 7.23 se muestran los factores de riesgo estructurales, de mantenimiento y operacionales incluidos en nuestro estudio.

El análisis del riesgo global reflejado en la tabla 7.24, se calculó a partir de los factores anteriormente indicados por la fórmula siguiente:

$$\text{Índice Global} = 0,3 \times \text{IE} + 0,6 \times \text{IM} + 0,1 \times \text{IO}$$

Hay que resaltar que, tal como se refleja en la fórmula, el índice asociado al riesgo de mantenimiento es el que tiene una mayor repercusión, si bien en el caso de instalaciones muy antiguas la participación del riesgo estructural en el índice global es muy destacable.

**Tabla 7.21. Factores e índice de riesgo estructural**

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12
Acumulación	16	8	16	8	8	16	8	8	8	8	8	8
Accesibilidad a los depósitos.	10	5	10	10	0	10	5	10	10	0	10	5
Válvula de vaciado en los depósitos	6	0	12	6	0	6	0	6	6	6	6	6
Materiales de tuberías y acumuladores	8	4	8	8	4	4	4	8	8	4	8	4
Tipo de aerosolización	8	8	8	16	16	8	8	8	16	8	16	8
Puntos de emisión de aerosoles.	10	5	5	10	16	5	5	5	10	5	5	5
Válvulas de drenaje del circuito hidráulico	10	0	5	6	6	6	6	6	6	6	6	6
Zonas donde el agua puede quedar estancada	16	6	16	16	8	8	8	16	16	8	8	8
Índice estructural (IE)	84	36	80	80	58	63	44	67	80	45	67	50

P: Polideportivo

**Tabla 7.22. Factores e índice de riesgo de mantenimiento**

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12
T <sup>a</sup> en acumulador	22	11	22	22	11	11	11	11	11	11	11	11
T <sup>a</sup> en elementos terminales y retorno	22	11	22	22	11	11	11	11	11	22	22	11
Contaminación microbiológica	24	12	12	12	12	24	12	12	12	24	12	12
Estado higiénico de la instalación	16	8	8	8	8	8	16	8	8	16	8	8
Estado mecánico de la instalación	16	8	16	8	8	16	5	8	8	8	8	8
Índice mantenimiento (IM)	100	50	80	72	50	70	58	50	50	81	61	50

P: Polideportivo

**Tabla 7.23. Factores e índice de riesgo de operación**

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12
T <sup>a</sup> de consigna en el sistema	60	30	60	60	60	30	30	60	30	60	60	30
Frecuencia de uso de las instalaciones	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Índice de operación (IO)	80	50	80	80	80	50	50	80	50	80	80	50

P: Polideportivo

**Tabla 7.24. Índice de riesgo global total**

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12
Índice global total	93	46	80	75	55	66	53	58	59	70	65	50

P: Polideportivo

De los 12 centros deportivos estudiados, el P1 y P3 tuvieron un índice global muy alto por encima de 80, lo que supuso una actuación completa en su red de ACS. En el caso del P1 al ser esta instalación muy antigua, fue renovada totalmente y fueron sustituidos los elementos acumuladores y tramos de tuberías en mal estado en su totalidad.

Con riesgo alto y del mismo distrito encontramos la instalación P3 con una antigüedad similar y una gran extensión y complejidad de redes de distribución de agua.

El efecto insuficiente de los métodos de desinfección constatado en estos dos centros podría deberse en parte a condiciones específicas de estas instalaciones por tener varias áreas de tuberías donde el agua podría quedarse estancada (sin intercambio durante la limpieza y desinfección) y desarrollar biofilm.

Además, tanto las válvulas de tres vías, como las de retorno defectuosas en los grifos y duchas pueden causar pérdidas de temperatura generalizadas debido a la mezcla de agua fría y caliente y promover igualmente el desarrollo de biofilm.

La mejora de la desinfección en estos centros deportivos por sus empresas de mantenimiento, basada en el control del nivel de cloro en lugares remotos, junto con otras medidas como el vaciado del agua de forma regular y la eliminación parcial del sistema de fontanería corroído, una de las causas de la persistencia de *Legionella pneumophila* en el biofilm del sistema, logró reducir los niveles de esta bacteria.

En ambos casos la actuación se encaminó a la reducción del riesgo estructural por debajo de 60, con la sustitución de elementos deteriorados y a la disminución del riesgo de mantenimiento por debajo de 50, con las siguientes actuaciones:

- Aumento de la temperatura de ACS en acumulación por  $> 60^{\circ}\text{C}$ , en red de retorno por encima de  $55^{\circ}\text{C}$  y en puntos terminales por encima de  $50^{\circ}\text{C}$ .
- Revisión del estado higiénico con control microbiológico tras el mantenimiento de la instalación aumentando la frecuencia de limpieza y desinfección.
- Revisión del estado estructural: se procedió a la renovación de tuberías, calefactado de las mismas, sustitución de las coquillas de aislamiento y sustitución de válvulas de tres vías al inicio de vestuarios. También se efectuó la sustitución de difusores de las duchas con ancho mayor de poro para permitir chorros de gotas más gruesas de agua. La renovación de la red de retorno y válvulas de drenaje fue decisivo para la erradicación de la bacteria.

El 50% de las instalaciones tuvieron un índice global bajo  $< 60$  y correspondieron a las muestras P-2, P-5, P-7, P-8, P-9 y P-12. Estos casos fueron negativos para *Legionella* por cultivo o qPCR, debido a que la temperatura del agua que salía de los calentadores se mantuvo constantemente por encima de  $60^{\circ}\text{C}$  y en toda la red por encima de  $55^{\circ}\text{C}$ . Los resultados nos confirman que manteniendo las temperaturas suficientemente altas dentro de los sistemas de distribución de agua caliente se logra suprimir el crecimiento de *L. pneumophila*. En estos casos únicamente establecieron las medidas preventivas en las instalaciones y se procedió a la revisión mediante inspección documental y en su caso toma de muestra.

Las restantes instalaciones: P-4, P-6, P-10, P-11 tuvieron índices globales medios o moderados y en ellas se llevaron a cabo acciones correctoras para disminuir el índice estructural y aumentando la frecuencia de revisión de la instalación con el fin de disminuir el índice de mantenimiento.

#### **7.4.11. Control de *Legionella* en AFCH**

Las 30 muestras de AFCH fueron tomadas fundamentalmente en duchas (87%), aunque también en algunos grifos (10%) y en un depósito (3%) de distintos inmuebles, en su mayor parte fuentes (36,67%), organismos públicos (30%), polideportivos (17%) y colegios (6,7%) y de forma puntual en otros sectores como bares, hoteles y albergues.

De 30 muestras de AFCH, tan sólo 3 de ellas dieron positivo en *Legionella pneumophilla*, lo que corresponde a un 10% del total. Dos de ellas se tomaron en grifo en polideportivos de la periferia (distritos 17 y 18) en primavera y la tercera correspondió a un depósito de la categoría bar/restaurante tomada en otoño en el distrito 13 (Puente de Vallecas).

Cabe destacar que en todas ellas la temperatura superó el umbral regulatorio ( $T \geq 20^{\circ}\text{C}$ ), lo que favorece la colonización por *Legionella*. Así mismo concurren otros factores de influencia: los nitritos superaron el VP y excedieron también los niveles legislados de turbidez y/o hierro y coliformes.

En contraposición no se produjo ningún valor anormal de estos indicadores en las 27 muestras negativas. Las muestras no conformes se hallaron en los años 2015 y 2016, periodo que corresponde con el mayor grado de incumplimiento para *Legionella*, tal como se ha mencionado anteriormente.

En Madrid, las investigaciones de brotes y casos de legionelosis entre 2007 y 2020, si bien estuvieron más relacionadas con acumuladores y redes de ACS con  $T < 60^{\circ}\text{C}$ , también se constatan casos asociados con depósitos de AFCH con baja renovación, falta de cloro y redes de tuberías muy largas y corroídas.

La mayoría de las especies de *Legionella* en las redes de AFCH se encontraron fijadas en el biofilm en grifos de poco uso, en válvulas, juntas corroídas y en interior de la tubería. Hemos constatado que los cabezales de duchas y grifos de lavabos de agua, tanto fría como caliente, sucios y mal mantenidos que contienen *L. pneumophila* pueden aerosolizar cantidades variables del microorganismo durante el uso de rutina y representar un serio peligro para la salud pública.

#### **7.4.12. Estrategias para su control**

La estrategia más efectiva y utilizada a lo largo de estos años en las instalaciones interiores de edificaciones públicas, principalmente en las deportivas, para minimizar la supervivencia y multiplicación de *Legionella spp.* fue llevar a cabo medidas basadas en

el control y monitorización de la temperatura en todos los puntos críticos de los sistemas de agua.

También se promovió el aumento de la temperatura hasta 70-80 °C en acumulación asegurando que este agua recirculara en estas condiciones por todo el sistema de distribución durante dos o tres días consecutivos para garantizar que la temperatura en los puntos más alejados no fuera <60 °C. En estos casos, además de aplicar un choque térmico o tratamiento termal en función de características de la tubería, se procedió a la desinfección con cloro en continuo, con dosificadores de cloro, equipados con los sistemas de alarma a semejanza de los métodos que se utilizan en edificaciones como hospitales y hoteles para identificar las áreas de alto riesgo.

La estrategia seguida en estos edificios de mayor riesgo estuvo basada en el aumento de 5 °C más de lo que indica la legislación para puntos finales de las instalaciones y los depósitos, junto con el incremento de frecuencia de uso para evitar el agua estancada en los tramos finales más distales.

Esto dio como resultado la paulatina disminución de la presencia de *Legionella* hasta su erradicación, constatada en los posteriores muestreos realizados.

La implementación de los filtros de agua según según RD 865/2003 y filtros cartuchos de celulosa y carbón activado, convenientemente mantenidos en los puntos de riesgo, como se ha realizado en algunos polideportivos, constituye una medida muy eficaz para la reducción de *Legionella*.

Por otra parte, resulta imprescindible la limpieza, el mantenimiento, la revisión y la comprobación de la integridad de los materiales de depósitos y tuberías, con el fin de evitar la formación de biocapa y corrosión. Por todo ello la eliminación del biofilm, que juega un papel crucial en la supervivencia y propagación de la bacteria en las instalaciones, debería continuar siendo uno de los objetivos prioritarios de los tratamientos de limpieza y desinfección contra la *Legionella*.

Para minimizar el efecto de la pérdida de calor del agua en el trayecto en redes largas y erradicar *Legionella* en puntos finales de grifos y duchas se recurrió a la comprobación del correcto dimensionado de redes, a la instalación de bombas y redes de retorno para aumentar la recirculación del agua y al aislamiento mediante coquillas térmicas.

En relación al diseño de los depósitos o tanques de almacenamiento de agua se propone que se reconsidere su capacidad para permitir la renovación diaria y total del agua de su interior y con un mejor acceso al extremo más alejado para fines de monitorización.

Actualmente se ha constatado que existen fuentes ambientales distintas a las habituales en sistemas de ACS como es el caso de los depósitos acumuladores por placas solares cada vez más frecuentes, que pueden generar problemas cuando no se asegura de forma continua la temperatura próxima a 60°C en el acumulador antes del consumo. En estos casos se aconsejó la incorporación de otro acumulador final con un sistema tal que permita elevar la temperatura antes de la distribución hacia el consumo para garantizar que se alcance dicho nivel de temperatura > de 60°C.

En los sistemas de AFCH, actualmente se han incorporado procedimientos que utilizan pulverizadores y máquinas de niebla en supermercados, restaurantes o terrazas, y pese a que este tipo de muestras no se han contemplado dentro del muestreo de este estudio, pueden representar una problemática que es conveniente resaltar. En estos casos, por un mal diseño de estos sistemas o por un mantenimiento inadecuado, se dan las condiciones idóneas de T<sup>a</sup> (20-45°C) y nutrientes para la multiplicación de *Legionella*.

Como medida más eficaz, se sugiere que el agua que se utilice sea de la red de CYII o clorada con el fin de evitar el crecimiento y propagación de esta bacteria y se eviten los depósitos sin renovación del agua.

A lo largo del periodo considerado en este estudio, en el que no se establecían límites de presencia de *Legionella* en agua de consumo, la sola detección de ella en los sistemas muestreados ocasionaba la toma inmediata de medidas específicas con el fin de evitar su propagación.

Con la nueva reglamentación, el RD 487/2022 que entrará en vigor en enero de 2023 que especifica como método oficial el recuento de *Legionella* y como límite legal el valor de 1000 ufc/l, se podría incurrir en el error de minimizar el riesgo real de cualquier instalación de agua si cumple con este límite.

Esto conlleva dos problemas añadidos, en primer lugar, que la mayoría de las muestras ambientales se analizan actualmente por medio de PCR no por medio de cultivo, salvo para confirmación de resultados y no se obtendrían correlaciones con las ufc y en segundo lugar si se aplica el método de cultivo al ser más tedioso y largo podría ocasionar mayores

riesgos, ya que el resultado se dilata en el tiempo con la consiguiente multiplicación exponencial de *Legionella* sin tomar medidas adecuadas en la instalación.



**Las fuentes de agua de consumo son importantes para la vida en las ciudades**  
Fuente: <https://www.ambientum.com/wp-content/uploads/2018/06/agua-grifo.jpg>

## **CAPÍTULO 8**

### **CONCLUSIONES**

---



## **CONCLUSIONES PARCIALES CON RESPECTO AL PLOMO:**

1. Tan solo el 3,86% de las 2308 muestras analizadas presentaron valores de plomo que superaron los niveles de la legislación vigente en el momento del muestreo. Cinco de los casos de incumplimiento tuvieron niveles superiores a 100  $\mu\text{g/l}$  y se clasificaron como agua no apta con riesgo para la salud.
2. La reducción del límite máximo legal de 25  $\mu\text{g/l}$  a 10  $\mu\text{g/l}$  aplicable desde enero de 2014, ha supuesto inicialmente una mayor prevalencia de casos, si bien en los dos últimos años de muestreo se ha producido una disminución notoria por la mejora de las instalaciones de agua mediante la sustitución de los materiales con plomo.
3. Los distritos de Madrid fueron determinantes como factor de influencia en relación con los niveles de plomo en agua de grifo. Los barrios de la almendra central fueron los más conflictivos, destacando el porcentaje de incumplimiento más elevado en los distritos de Centro, Retiro y Chamberí debido a la mayor presencia de tuberías y accesorios de plomo en edificios antiguos anteriores a 1980.
4. Los hogares y los organismos públicos destacaron por el mayor porcentaje de incumplimientos, especialmente en el segundo periodo de muestreo, frente a centros de enseñanza, restaurantes, fuentes y otros edificios.
5. En la evaluación del riesgo del plomo procedente del agua de las viviendas en la población infantil, el MOE resultó ser bajo para bebés, cuando el plomo superaba 5  $\mu\text{g/l}$ , lo que afectaría hasta un 9,8% de los hogares. Para los niños de corta edad, (1-3 años) y de 5 años el MOE es solo  $<1$  para altos consumidores (P95) cuando los niveles de plomo están en un rango de 10 – 25  $\mu\text{g/l}$  o superiores, lo que afectaría hasta un 6,7% de las viviendas.
6. La evaluación de pérdida de IQ estimada para niños de 5 años revela una posibilidad de riesgo, en casos de niveles de 10  $\mu\text{g/l}$  de plomo en altos consumidores, o con concentraciones superiores, tanto para consumidores medios, como extremos, por lo que en estos casos no se podría excluir la posibilidad de un efecto adverso.
7. La aplicación de medidas cautelares o preventivas en casos de incumplimiento legal de plomo en agua o sospecha de la existencia del mismo, así como la información facilitada a los consumidores ha sido muy satisfactoria y estas estrategias podrán contribuir a la mejora continua de la calidad del agua de abastecimiento de Madrid.

## CONCLUSIONES PARCIALES CON RESPECTO A LOS THMS:

1. Las concentraciones de THMs detectadas en la totalidad de las muestras fueron conformes al límite vigente en la legislación actual: 100  $\mu\text{g/l}$ , con un valor medio de 33,1  $\mu\text{g/l}$  y un rango amplio de valores entre 4,5 y 74,2  $\mu\text{g/l}$ . Los bajos valores hallados, están relacionados con la utilización de cloraminas en la desinfección del agua de Madrid, que evita la formación de THMs frente a la aplicación de cloro.
2. Se han cuantificado cuatro THMs: cloroformo, bromoformo, diclorobromometano y clorodibromometano, siendo el cloroformo el de mayor contribución a la suma de THMs.
3. Se ha observado una tendencia a la disminución de concentraciones de THMs en el transcurso de los años muestreados, alcanzándose valores medios en el periodo 2018-2020 inferiores a 30  $\mu\text{g/l}$ .
4. Se observaron diferencias de niveles de THMs entre distritos, siendo superiores en la almendra central frente a los distritos periféricos, atribuible a la diferente densidad de población y a las posibles rechloraciones del sistema en tramos muy largos de las redes de distribución desde las ETAP.
5. Los resultados de THMs reflejan una débil, aunque significativa variabilidad estacional, con menores concentraciones en verano, atribuibles a la volatilidad de estos compuestos a altas temperaturas.
6. Los resultados de la caracterización de riesgo no cancerígeno indican que no existe un riesgo potencial derivado de la ingestión de agua de grifo para la población adulta. En relación al riesgo cancerígeno, únicamente el pequeño porcentaje de las muestras de agua con concentraciones de THMs entre 50 y 75  $\mu\text{g/l}$  podrían suponer un riesgo para los altos consumidores.
7. Con respecto a las estrategias de mejora, a pesar de los bajos niveles de THMs encontrados, sería necesario conseguir su reducción o idealmente su ausencia en el agua de consumo dado su potencial cancerígeno. Para ello se considera adecuado optimizar las prácticas de tratamiento, evitar las precloraciones introduciendo desinfectantes alternativos como el ozono, reducir la MON aumentando la filtración en las fases previas de la potabilización e incrementar el porcentaje de redes malladas en el sistema de abastecimiento.

## CONCLUSIONES PARCIALES CON RESPECTO A *LEGIONELLA*:

1. El grado de cumplimiento de *Legionella* en agua durante el periodo estudiado ha sido del 96,22%, con un mayor porcentaje de positivos entre los años 2014 y 2017, atribuibles a la mayor selectividad en el muestreo, y una menor incidencia en los tres últimos años justificada por las estrategias seguidas para minimizar su presencia.
2. Con respecto a los distritos, se observa mayor presencia de *Legionella* en algunos periféricos como el de Villaverde y en otros de la almendra central como Latina, Salamanca o Chamberí, si bien, tiene mayor peso la antigüedad de la instalación sobre la zona o distrito de muestreo.
3. La prevalencia de *Legionella* presentó una distribución estacional acusándose mayor incidencia en primavera y otoño.
4. Respecto al tipo de edificio muestreado, la mayor incidencia se ha producido en los centros polideportivos frente a hoteles o centros públicos, detectándose muy pocos casos en el resto de las edificaciones muestreadas. Los casos positivos se asocian con diseños no eficientes, construcción de grandes redes de instalaciones interiores de ACS con zonas de poco uso y mantenimiento negligente de las instalaciones de agua.
5. Con respecto a la temperatura de las muestras, el 82% de los casos positivos se encontró en un rango entre 25°C y 49 °C, óptimo para el desarrollo de *Legionella*. El grado de incumplimiento con respecto a la temperatura de consigna fue muy alto del 95,79%.
6. La presencia de *Legionella pneumophila*, se encontró en las muestras tomadas en las redes más distales y finales del circuito de ACS con poco uso, en el circuito de retorno y fijadas en la superficie interior en el biofilm. El 97% de muestras positivas se hallaron en duchas y en grifos de purga del fondo de los acumuladores con evidentes signos de corrosión.
7. Los incumplimientos de los límites legislados de turbidez, nitritos, hierro y coliformes se consideran factores que implican una alta colonización por *Legionella* y se correlacionan con la presencia de esta bacteria.
8. El modelo de regresión logística aplicado para predecir la ausencia o presencia de *Legionella* ha demostrado que los nitritos corresponden a la variable más relacionada, seguidos de la turbidez, en menor medida el color, el tipo de edificación y por último el hierro. Los resultados obtenidos evidencian de forma patente la validez del modelo.

9. El índice global de riesgo de los centros polideportivos, en su mayor parte fue bajo o medio y tan solo en dos de ellos se detectó riesgo alto debido fundamentalmente a falta de mantenimiento. Las evaluaciones de riesgo han contribuido a la mejora del control de las instalaciones.
10. Con respecto a estrategias de mejora de la calidad del agua de la red de abastecimiento de Madrid, en relación a *Legionella*, han resultado ser muy eficaces hasta lograr la ausencia de esta bacteria en el último año muestreado.

## CONCLUSIÓN FINAL

Es imprescindible garantizar la seguridad del agua de grifo a la población y así lo señala uno de los objetivos de la agenda 2030 para toda la UE.

Los resultados de este estudio revelan la buena calidad de la mayor parte del agua de consumo de Madrid. No obstante y de forma puntual, existe un pequeño porcentaje de muestras que exceden los límites legales de plomo. Igualmente en algunas instalaciones se ha detectado presencia de *Legionella*. Si bien se han analizado los escenarios más desfavorables para evaluar la exposición en la población más vulnerable, los resultados no permiten descartar la posibilidad de riesgo en situaciones límite de exceso de plomo o THMs cuando se trata de altos consumidores. Por ello remarcamos la necesidad de la protección de la salud de la totalidad de la población.

El diagnóstico de la situación establecido a partir de la recopilación, tratamiento y análisis de datos de estos tres contaminantes, junto con el examen sistemático y crítico de todos los factores que contribuyen a su mayor presencia, nos ha permitido identificar las líneas de mejora en la calidad del agua.

En este sentido el planteamiento e implementación de estrategias orientadas a la mejora de las instalaciones de agua, a la sustitución de materiales, a la optimización de las prácticas de tratamiento o a la monitorización de puntos críticos será decisiva para conseguir el objetivo trazado de calidad y seguridad del agua de consumo de Madrid.

Finalmente esperamos que esta investigación sirva como instrumento de trabajo para la comunidad científica y las autoridades sanitarias con el fin de avanzar en el conocimiento de la contaminación, la calidad y la seguridad del agua de consumo e impulsar nuevas investigaciones, políticas y acciones futuras que garanticen el mantenimiento de la inocuidad de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo de las grandes ciudades como Madrid.





Fuente: [https://cdn.pixabay.com/photo/2017/02/01/16/32/books-2030699\\_960\\_720.jpg](https://cdn.pixabay.com/photo/2017/02/01/16/32/books-2030699_960_720.jpg)

## **CAPÍTULO 9**

### **BIBLIOGRAFÍA**

---



- Abad Sanz, I. (2006). *Manual para la prevención de la legionelosis en instalaciones de riesgo*. Documentos de Sanidad Ambiental. Instituto de Salud Pública. Madrid, ES: CAM. <http://www.madrid.org/bvirtual/BVCM009129.pdf>. Acceso: 10-2-2019
- Abad-Sanz, I., Velasco-Rodríguez, M.J., Marín-Riaño, M.E., Pérez-Alonso, J., Muñoz Guadalajara, M.C., & Jodra-Trillo, E. (2014). Brote de legionelosis en un restaurante de la Comunidad de Madrid. *Revista Española de Salud Pública*, 88(5), 661-669. <https://dx.doi.org/10.4321/S1135-57272014000500010>
- Abdel-Nour, M., Duncan, C., Low, D.E., & Guyard, C. (2013). Biofilms: the stronghold of *Legionella pneumophila*. *International Journal of Molecular Sciences*, 14(11), 21660–21675. <https://doi.org/10.3390/ijms141121660>
- Abokifa, A.A., & Biswas, P. (2017). Modeling soluble and particulate lead release into drinking water from full and partially replaced lead service lines. *Environmental Science and Technology*, 51, 3318–3326. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04994>
- Abu Khweek, A., & Amer, A.O. (2018). Factors mediating environmental biofilm formation by *Legionella pneumophila*. *Frontiers in Cellular and Infection Microbiology*, 8, 38. <https://doi.org/10.3389/fcimb.2018.00038>
- AECOSAN (2016) *Encuesta nacional de alimentación en la población infantil y adolescente*. [https://www.aecosan.msssi.gob.es/AECOSAN/web/seguridad\\_alimentaria/subdetalle/enalia.htm](https://www.aecosan.msssi.gob.es/AECOSAN/web/seguridad_alimentaria/subdetalle/enalia.htm) Acceso: 30 -7- 2019
- Aghasadeghi, K., Peldszus, S., Trueman, B. F., Mishra, A., Cooke, M. G., Slawson, R. M., Giammar, D. E., Gagnon, G. A., & Huck, P.M. (2021). Pilot-scale comparison of sodium silicates, orthophosphate and pH adjustment to reduce lead release from lead service lines. *Water Research*, 195, 116955. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116955>
- Ahmed, F., Khan, T. A., Fakhruddin, A., Rahman, M. M., Mazumdar, R. M., Ahmed, S., Imam, M. T., Kabir, M., & Abdullah, A. (2019). Estimation and exposure concentration of trihalomethanes (THMs) and its human carcinogenic risk in supplied pipeline water of Dhaka city, Bangladesh. *Environmental Science and Pollution Research International*, 26, 16316–16330. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05049-6>
- Ainsworth, R. & WHO (World Health Organization). (2004). Safe piped water: managing microbial water quality in piped distribution systems Water, sanitation and health team. London: IWA Publishing <https://apps.who.int/iris/handle/10665/42785>. Acceso: 30-4-2019
- Alcolea Moratilla, M.A., & García Alvarado, J.M. (2006). El agua en la Comunidad de Madrid. *Observatorio Medioambiental*, 9, 63–96.
- Alleron, L., Khemiri, A., Koubar, M., Lacombe, C., Coquet, L., Cosette, P., Jouenne, T., & Frere, J. (2013). VBNC *Legionella pneumophila* cells are still able to produce virulence proteins. *Water Research*, 47, 6606–6617. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.08.032>
- Álvarez-Uriarte, J.I., Iriarte-Velasco, U., Chimeno-Alanís, N., & González-Velasco, J.R. (2010). The effect of mixed oxidants and powdered activated carbon on the removal of natural organic matter. *Journal of Hazardous Materials*, 181, 426–431. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.05.028>
- Amado-González, M., González-Lucena, M., López-Martínez, B., García-Torrijos, E., Serrano-Canencia, A. B., García-Lechosa, R., & Arozamena-Ramos, E. (2019). Eficacia y estabilidad de la monocloramina como desinfectante en el agua potable. *Tecnoaqua*, 37, 38–45. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/autor?codigo=4846314>. Acceso: 5-10-2020
- Amjad, H., Hashmi, I., Rehman, M. S., Ali Awan, M., Ghaffar, S., & Khan, Z. (2013). Cancer and non-cancer risk assessment of trihalomethanes in urban drinking water supplies of Pakistan. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 91, 25–31. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.01.008>
- Arroyo Ilera, F. (2004). Arbitrismo, población e higiene en el abastecimiento hídrico de Madrid en el siglo XVIII. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 37, 257–278.
- Ashbolt N. J. (2015). Microbial contamination of drinking water and human health from community water systems. *Current Environmental Health Reports*, 2, 295–106. <https://doi.org/10.1007/s40572-014-0037-5>
- ASHRAE (American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers). (2015). Legionellosis: Risk management for building water systems. *Standards* 188-2015.

<https://www.ashrae.org/resources-publications/bookstore/ansi-ashrae-standard-188-2015-legionellosis-risk-management-forbuilding-water-systems>. Acceso: 15-4-2019

- Avelló de Miguel, A. (2006). *Manual para el autocontrol y gestión de abastecimientos de agua de consumo público*. Documentos de Sanidad Ambiental. Instituto de Salud Pública. Madrid, ES: CAM. <http://www.madrid.org/bvirtual/BVCM009128.pdf>. Acceso: 15-4-2019
- Azcona-Cruz, M. I., Ramírez-Ayala, R., & Vicente-Flores, G. (2015). Efectos tóxicos del plomo. *Revista de Especialidades Médico-Quirúrgica*, 20(1), 72–77. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=47345916012>. Acceso: 2-10-2018
- Aznar de Polanco, J.C. (1992). *Tratado de los cuatro elementos, origen y nacimiento de las aguas y fuentes de Madrid*. Madrid, ES: E y P Libros Antiguos. ISBN 10:8487860044
- Banks, D., Birke, M., Flem, B., & Reimann, C. (2015). Inorganic chemical quality of European tap-water: 1. Distribution of parameters and regulatory compliance. *Applied Geochemistry*, 59, 200–210. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.10.016>
- Bargellini, A., Marchesi, I., Righi, E., Ferrari, A., Cencetti, S., Borella, P., & Rovesti, S. (2011). Parameters predictive of *Legionella* contamination in hot water systems: association with trace elements and heterotrophic plate counts. *Water Research*, 45(6), 2315–2321. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.01.009>
- Barna, Z., Kádár, M., Kálmán, E., Scheirich Szax, A., & Vargha, M. (2016). Prevalence of *Legionella* in premise plumbing in Hungary. *Water Research*, 90, 71–78. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.004>
- Bédard, E., Fey, S., Charron, D., Lalancette, C., Cantin, P., Dolcé, P., Laferrière, C., Déziel, E., & Prévost, M. (2015). Temperature diagnostic to identify high risk areas and optimize *Legionella pneumophila* surveillance in hot water distribution systems. *Water Research*, 71, 244–256. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.01.006>
- Bédard, E., Paranjape, K., Lalancette, C., Villion, M., Quach, C., Laferrière, C., Faucher, S. P., & Prévost, M. (2019). *Legionella pneumophila* levels and sequence-type distribution in hospital hot water samples from faucets to connecting pipes. *Water Research*, 156, 277–286. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.03.019>
- Bondy, S.C. & Campbell, A. (2018). Water quality and brain function. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15, 1–15. <https://doi.org/10.3390/ijerph15010002>
- Bracho, N., Castillo, J., Vargas, L., & Morales, R. (2009). Formation of trihalomethanes during the disinfection process in the potabilization of water. *Revista Técnica Ingeniería de la Universidad del Zulia*, 32, 231–237.
- Brady, M.F., & Sundareshan, V. (2022). *Legionnaires' Disease*. Treasure Island (FL): StatPearls Publishing. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK430807/>
- Burillo, A., Pedro-Botet, M. L., & Bouza, E. (2017). Microbiology and epidemiology of Legionnaire's Disease. *Infectious Disease Clinics of North America*, 31, 7–27. <https://doi.org/10.1016/j.idc.2016.10.002>
- Buse, H. Y., J Morris, B., Struewing, I. T., & Szabo, J. G. (2019). Chlorine and monochloramine disinfection of *Legionella pneumophila* colonizing copper and polyvinyl chloride drinking water biofilms. *Applied and Environmental Microbiology*, 85, e02956-18. <https://doi.org/10.1128/AEM.02956-18>
- CAC & FAO/WHO (2014) Revised maximum level for lead in infant formula and formula for special medical purposes and for follow-up formula. Committee on Contaminants in Foods (CCCF). <https://www.fsis.usda.gov/wps/wcm/connect/fsis-content/internet/main/topics/international-affairs/us-codex-alimentaris/recent-delegation-reports/delegate-report-mar-apr-2014-08th>. Acceso: 15-01-2019.
- Calderón, J., Capell, C., Centrich, F., Artazcoz, L., González-Cabré M., & Villalbí J.R. (2002). Subproductos halogenados de la cloración en el agua de consumo público. *Gaceta Sanitaria*, 16, 241–243. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0213911102716683>. Acceso: 14-2-2019
- Calero-Preciado, C., Husband, S., Boxall, J., Del Olmo, G., Soria-Carrasco, V., Maeng, S. K., & Douterelo, I. (2021). Intermittent water supply impacts on distribution system biofilms and water quality. *Water Research*, 201, 117372. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117372>

- CAM (Comunidad Autónoma de Madrid). (2021a). *Informe técnico sobre la calidad del agua de consumo humano en la comunidad de Madrid*. Dirección General de Salud Pública. Madrid, ES: CAM. [https://www.comunidad.madrid/sites/default/files/doc/sanidad/samb/informe\\_calidad\\_agua\\_consumo\\_humano\\_comunidad\\_de\\_madrid\\_2020\\_300621.pdf](https://www.comunidad.madrid/sites/default/files/doc/sanidad/samb/informe_calidad_agua_consumo_humano_comunidad_de_madrid_2020_300621.pdf). Acceso 10-10-2021
- CAM (Comunidad Autónoma de Madrid). (2021b). *Programa de vigilancia sanitaria del agua de consumo humano 2021-2025*. Dirección General de Salud Pública. Madrid, ES: CAM. [https://www.comunidad.madrid/sites/default/files/doc/sanidad/samb/programa\\_vigilancia\\_sanitaria\\_agua\\_de\\_consumo\\_humano\\_2021-2025.pdf](https://www.comunidad.madrid/sites/default/files/doc/sanidad/samb/programa_vigilancia_sanitaria_agua_de_consumo_humano_2021-2025.pdf). Acceso: 10-10-2021
- Carrascosa-Lezcano, A., Fernández-García, J.M., Fernández-Ramos, C., Fernández-Longás, A., López-Siguero, J.P., Sánchez-González, E., et al. (2008) Estudio transversal español de crecimiento. Parte II: valores de talla, peso e índice de masa corporal desde el nacimiento a la talla adulta. *Anales de Pediatría*, 68, 552–269. <https://pesquisa.bvsalud.org/portal/resource/pt/ibc-65716>. Acceso 5-10-2018
- Carter, R., Liew, D. S., West, N., Heitz, A., & Joll, C.A. (2019). Simultaneous analysis of haloacetamides, haloacetamides and halonitromethanes in chlorinated waters by gas chromatography-mass spectrometry. *Chemosphere*, 220, 314–323. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.069>.
- Cartier, C., Doré, E., Laroche, L., Nour, S., Edwards, M., & Prévost, M. (2013). Impact of treatment on Pb release from full and partially replaced harvested lead service lines. *Water Research*, 47, 661–671. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.10.033>
- Casari, E., Ferrario, A., & Montanelli, A. (2007). Prolonged effect of two combined methods for *Legionella* disinfection in a hospital water system. *Annali di Igiene: Medicina Preventiva e di Comunità*, 19, 525–532.
- Casini, B., Aquino, F., Totaro, M., Miccoli, M., Galli, I., Manfredini, L., Giustarini, C., Costa, A. L., Tuvo, B., Valentini, P., Privitera, G., & Baggiani, A. (2017). Application of hydrogen peroxide as an innovative method of treatment for *Legionella* control in a hospital water network. *Pathogens*, 6, 15. <https://doi.org/10.3390/pathogens6020015>
- Castilla, J., Barricarte, A., Aldaz, J., García Cenoz, M., Ferrer, T., Pelaz, C., Pineda, S., Baladrón, B., Martín, I., Goñi, B., Aratajo, P., Chamorro, J., Lameiro, F., Torroba, L., Dorronsoro, I., Martínez-Artola, V., Esparza, M.J., Gastaminza, M.A., Fraile, P., & Aldaz, P. (2008). A large Legionnaires' disease outbreak in Pamplona, Spain: early detection, rapid control and no case fatality. *Epidemiology and Infection*, 136, 823–832. <https://doi.org/10.1017/S0950268807009077>
- CDC (Centers of Disease Control and Prevention). (2011). Legionellosis: United States 2000-2009. *Morbidity and Mortality Weekly Report*, 60(32), 1083-1086. <https://www.cdc.gov/mmwr/preview/mmwrhtml/mm6032a3.htm>. Acceso: 12-2-2019
- CDC (Centers of Disease Control and Prevention). (2012). Low level lead exposure harms children: A renewed call for primary prevention. [https://www.cdc.gov/nceh/lead/acclpp/final\\_document\\_030712.pdf](https://www.cdc.gov/nceh/lead/acclpp/final_document_030712.pdf). Acceso: 12-2-2019
- CDC (Centers of Disease Control and Prevention). (2021). Childhood lead poisoning prevention program. <https://www.cdc.gov/nceh/lead/default.htm>. Acceso: 12-2-2019
- Cervero-Aragó, S., Rodríguez-Martínez, S., Puertas-Bennasar, A., & Araujo, R.M. (2015). Effect of common drinking water disinfectants, chlorine and heat, on free *legionella* and amoebae-associated *legionella*. *PLoS one*, 10(8), e0134726. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0134726>
- Chang CW, Kao CH, Liu YF. (2009). Heterogeneity in chlorine susceptibility for *Legionella pneumophila* released from *Acanthamoeba* and *Hartmannella*. *Journal of Applied Microbiology*, 106(1) 97–105. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2008.03980.x>
- Chang, F.C., & Lin, Y.P. (2019). Survey of lead concentration in tap water on a university campus. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 25275–25285. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05771-1>
- Chao, C. M., & Lai, C.C. (2022). Increasing *legionella* in Taiwan during Covid-19 pandemic. *American Journal of Infection Control*, 50(2), 237–238. <https://doi.org/10.1016/j.ajic.2021.10.024>
- Chowdhury S. (2013). Exposure assessment for trihalomethanes in municipal drinking water and risk reduction strategy. *Science of the Total Environment*, 463 y 464, 922–930. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.104>

- Chowdhury, S., Mazumder, M., Al-Attas, O., & Husain, T. (2016). Heavy metals in drinking water: Occurrences, implications, and future needs in developing countries. *Science of the Total Environment*, 569 and 570, 476–488. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.166>
- Chowdhury, S., Mazumder, M., Alhooshani, K., & Al-Suwaiyan, M.S. (2019). Reduction of DBPs in synthetic water by indoor techniques and its implications on exposure and health risk. *Science of the Total Environment*, 691, 621–630. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.185>
- Collins, S., Stevenson, D., Walker, J., & Bennett, A. (2017). Evaluation of Legionella real-time PCR against traditional culture for routine and public health testing of water samples. *Journal of Applied Microbiology*, 122(6), 1692–1703. <https://doi.org/10.1111/jam.13461>
- Constitución Española (1978). *Boletín Oficial del Estado*, 311, de 29 de diciembre de 1978. Referencia: BOE-A-1978-31229. [https://www.boe.es/eli/es/c/1978/12/27/\(1\)/con](https://www.boe.es/eli/es/c/1978/12/27/(1)/con). Acceso: 2-10-2020
- Corso, M., Galey, C., Seux, R., & Beaudreau, P. (2018). An assessment of current and past concentrations of trihalomethanes in drinking water throughout France. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(8), 1669. <https://doi.org/10.3390/ijerph15081669>
- Costa, C., Assunção, R., Sequeira, D., Esteves, F., Valdíglesias, V., Laffon, B., P Teixeira, JP., & Madureira, J. (2022). From trihalomethanes chronic daily intake through multiple exposure routes to cancer and non-cancer health risk assessment: Evidence from public Portuguese indoor swimming pools facilities using a probabilistic approach. *Science of The Total Environment*, 818, 151790. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151790>
- Costet, N., Villanueva, C. M., Jaakkola, J. J., Kogevinas, M., Cantor, K. P., King, W. D., Lynch, C. F., Nieuwenhuijsen, M. J., & Cordier, S. (2011). Water disinfection by-products and bladder cancer: is there a European specificity? A pooled and meta-analysis of European case-control studies. *Occupational and Environmental Medicine*, 68, 379–385. <https://doi.org/10.1136/oem.2010.062703>
- Coulon, C., Collignon, A., McDonnell, G., & Thomas, V. (2010). Resistance of Acanthamoeba cysts to disinfection treatments used in health care settings. *Journal of Clinical Microbiology*, 48(8), 2689–2697. <https://doi.org/10.1128/JCM.00309-10>
- Cullom, A. C., Martin, R. L., Song, Y., Williams, K., Williams, A., Pruden, A., & Edwards, M. A. (2020). Critical review: Propensity of premise plumbing pipe materials to enhance or diminish growth of Legionella and other opportunistic pathogens. *Pathogens*, 9, 957. <https://doi.org/10.3390/pathogens9110957>
- CYII (Canal de Isabel II). (2018). Plan estratégico 2018-2030. [https://www.canaldeisabelsegunda.es/documents/20143/695160/INFORME\\_PLAN+ESTRATEGICO.pdf](https://www.canaldeisabelsegunda.es/documents/20143/695160/INFORME_PLAN+ESTRATEGICO.pdf). Acceso: 10-12-2021
- CYII (Canal de Isabel II). (2020). Ciclo integral del agua. <https://www.canaldeisabelsegunda.es/ciclo-del-agua>. Acceso: 10-12-2021
- CYII (Canal de Isabel II). (2021). Volumen de agua embalsada. <http://www.madrid.org/iestadis/fijas/coyuntu/otros/cyii.htm>. Acceso: 10-10-2021
- CYII (Canal de Isabel II). (2022). Volumen de agua embalsada. <http://www.madrid.org/iestadis/fijas/coyuntu/otros/cyii.htm>. Acceso 8-10-2022
- De Castro Medeiros, L., de Alencar, F., Navoni, J. A., de Araujo, A., & do Amaral, V. S. (2019). Toxicological aspects of trihalomethanes: A systematic review. *Environmental Science and Pollution Research International*, 26, 5316–5332. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3949-z>
- De Filippis, P., Mozzetti, C., Amicosante, M., D'Alò, G. L., Messina, A., Varrenti, D., Giammattei, R., Di Giorgio, F., Corradi, S., D'Auria, A., Fraietta, R., & Gabrieli, R. (2017). Occurrence of Legionella in showers at recreational facilities. *Journal of Water and Health*, 15(3), 402–409. <https://doi.org/10.2166/wh.2017.296>
- De Filippis, P., Mozzetti, C., Messina, A., & D'Alò, G. L. (2018). Data on Legionella prevalence and water quality in showers of retirement homes and group homes in the Province of Rome, Lazio Region. *Data in Brief*, 19, 2364–2373. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2018.07.026>
- De la Rubia, A., Rodríguez, M., León, V. M., & Prats, D. (2008). Removal of natural organic matter and THM formation potential by ultra- and nanofiltration of surface water. *Water Research*, 42, 714–722. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.049>

- De la Torre-Munilla P., Vicente-Vicente, L., Prieto, M., Casanova A.G., & Morales A.I. (2021). Neurotoxicidad por exposición a metales pesados: Evidencias y cuestiones por resolver. *Revista Toxicológica*, 38, 103–108.
- Delgado, C. F., Ullery, M. A., Jordan, M., Duclos, C., Rajagopalan, S., & Scott, K. (2018). Lead exposure and developmental disabilities in preschool-aged children. *Journal of Public Health Management and Practice*, 24, e10–e17. <https://doi.org/10.1097/PHH.0000000000000556>
- De Marini D. M. (2020). A review on the 40th anniversary of the first regulation of drinking water disinfection by-products. *Environmental and Molecular Mutagenesis*, 61, 88–601. <https://doi.org/10.1002/em.22378>
- De Santis, M. K., Triantafyllidou, S., Schock, M. R., & Lytle, D. A. (2018). Mineralogical evidence of galvanic corrosion in drinking water lead pipe joints. *Environmental Science and Technology*, 52, 3365–3374. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06010>
- De Souza, I. D., de Andrade, A. S., & Dalmolin, R. (2018). Lead-interacting proteins and their implication in lead poisoning. *Critical Reviews in Toxicology*, 48, 375–386. <https://doi.org/10.1080/10408444.2018.1429387>
- Del Toral, M. A., Porter, A., & Schock, M. R. (2013). Detection and evaluation of elevated lead release from service lines: a field study. *Environmental Science and Technology*, 47, 9300–9307. <https://doi.org/10.1021/es4003636>
- Deshommes, E., Prévost, M., Levallois, P., Lemieux, F., & Nour, S. (2013). Application of lead monitoring results to predict 0-7-year-old children's exposure at the tap. *Water Research*, 47, 2409–2420. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.02.010>
- Deshommes, E., Andrews, R.C., Gagnon, G., McCluskey, T., McIlwain, B., Doré, E., Nour, S., & Prévost, M. (2016). Evaluation of exposure to lead from drinking water in large buildings. *Water Research*, 99, 46–55. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.04.050>
- Deshommes, E., Gagnon, G.A., Andrews, R.C. & Prévost, M.. (2018). Lead service lines: management and public perception in 21 utilities. *Journal American Water Works Association*, 110, E38–E50. <https://doi.org/10.1002/awwa.1126>
- Development Bureau (2015) Report of the task force on investigation of excessive lead content in drinking water. [https://www.devb.gov.hk/filemanager/en/Content\\_3/TF\\_Final\\_Report.pdf](https://www.devb.gov.hk/filemanager/en/Content_3/TF_Final_Report.pdf). Acceso: 10-09-2018
- Dey, R., Mameri, M.R., Trajkovic-Bodennec, S., Bodennec, J., & Pernin, P. (2020). Impact of inter-amoebic phagocytosis on the *L. pneumophila* growth. *FEMS Microbiology Letters*, 367(18), fnaa147. <https://doi.org/10.1093/femsle/fnaa147>
- Díaz- Olalla, J.M. Benítez- Robredo, M.T., Rodríguez- Pérez M., & Sanz Cuesta M.R. (2020). Estudio de salud de la ciudad de Madrid 2018. Madrid Salud, Ayuntamiento de Madrid. [http://madriddsalud.es/area\\_profesional/](http://madriddsalud.es/area_profesional/). Acceso: 5-10-2020
- Dilger, T., Melzl, H., & Gessner, A. (2018). *Legionella* contamination in warm water systems: A species-level survey. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 221, 199–210. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2017.10.011>
- Dinelli, E., Lima, A., Albanese, S., Birke, M., Cicchella, D., Giaccio, L., Valera, P. & De Vivo, B. (2012). Major and trace elements in tap water from Italy. *Journal of Geochemical Exploration* 112, 54–75. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2011.07.009>
- Ding, S., Deng, Y., Bond, T., Fang, C., Cao, Z., & Chu, W. (2019). Disinfection byproduct formation during drinking water treatment and distribution: A review of unintended effects of engineering agents and materials. *Water Research*, 160, 313–329. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.024>
- Directiva 2006/118 del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de diciembre de 2006, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. <https://www.boe.es/doue/2006/372/L00019-00031.pdf>. Acceso 1-4-2021
- Directiva 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. <https://www.boe.es/doue/2020/435/L00001-00062.pdf>. Acceso: 1-4-2021
- Doménech, J. (2003) Depuración y potabilización del agua. *Offarm: Farmacia y Sociedad*, 22(8),110-116. <https://www.elsevier.es/es-revista-offarm-4-sumario-vol-22-num-8-X0212047X03X23401>. Acceso: 22-3-2019

- Domínguez Bautista, R. (1997). Las aguas subterráneas y el abastecimiento de Madrid. En R. Fernández Rubio, J.A. Fernández Sánchez, B. López Camacho, J.A. López Geta (Eds.), *Aguas subterráneas y abastecimiento urbano*. Instituto Tecnológico Geominero de España. [https://aguas.igme.es/igme/publica/libros2\\_TH/art1/pdf/ricardo.pdf](https://aguas.igme.es/igme/publica/libros2_TH/art1/pdf/ricardo.pdf). Acceso: 14-5-2019
- Dong, F., Lin, Q., Li, C., He, G., & Deng, Y. (2021). Impacts of pre-oxidation on the formation of disinfection byproducts from algal organic matter in subsequent chloramination: A review. *The Science of the Total Environment*, 754, 141955. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141955>
- Donlan R. M. (2002). Biofilms: microbial life on surfaces. *Emerging Infectious Diseases*, 8, 881–890. <https://doi.org/10.3201/eid0809.020063>
- Donlan, R. M., Forster, T., Murga, R., Brown, E., Lucas, C., Carpenter, J., & Fields, B. (2005). *Legionella pneumophila* associated with the protozoan *Hartmannella vermiformis* in a model multi-species biofilm has reduced susceptibility to disinfectants. *Biofouling*, 21, 1–7. <https://doi.org/10.1080/08927010500044286>
- Doré E., Deshommes E., Andrews R.C., Nour E., & Prévost M. (2018). Sampling in schools and large institutional buildings: Implications for regulations, exposure and management of lead and copper. *Water Research*, 14, 110–122.
- Du, Y., Zhao, L., Ban, J., Zhu, J., Wang, S., Zhu, X., Zhang, Y., Huang, Z., & Li, T. (2021). Cumulative health risk assessment of disinfection by-products in drinking water by different disinfection methods in typical regions of China. *Science of the Total Environment*, 770, 144662. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144662>
- Dudamel, W., & Rivero, T. (2015). Adsorción de la materia orgánica natural del agua para reducir la formación de Trihalometanos. *Revista Digital de Investigación y Postgrado*, 5(3), 821-834. <https://www.researchgate.net/project/adsorcion-de-la-materia-organica-natural-del-agua-para-reducir-la-formacion-de-trihalometanos>. Acceso 17-4-2019
- Dupuy, M., Mazoua, S., Berne, F., Bodet, C., Garrec, N., Herbelin, P., Ménard-Szczebara, F., Oberti, S., Rodier, M. H., Soreau, S., Wallet, F., & Héchar, Y. (2011). Efficiency of water disinfectants against *Legionella pneumophila* and *Acanthamoeba*. *Water Research*, 45, 1087–1094. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.10.025>
- EC (European Commission). (2014). Synthesis report on the quality of drinking water in the EU examining the Member States' reports for the period 2008–2010 under Directive 98/83/EC. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52014DC0363>. Acceso: 6-2-2017
- EC (European Commission). (2016) Synthesis report on the quality of drinking water in the union examining Member States' reports for the 2011–2013 period, foreseen under article 13(5) of Directive 98/83/EC. [https://ec.europa.eu/environment/water/water-drink/reporting\\_en.html](https://ec.europa.eu/environment/water/water-drink/reporting_en.html). Acceso: 20-2-2018
- ECDC (European Centre for Disease Prevention and Control). (2017). European technical guidelines for the prevention, control and investigation of infections caused by *Legionella* species. <https://ecdc.europa.eu/en/publications-data/european-technical-guidelines-prevention-control-and-investigation-infections>
- ECDC (European Centre for Disease Prevention and Control). (2021). Legionelosis. Casos notificados de legionelosis UE/España 2005–2020. [https://atlas.ecdc.europa.eu/public/Images/header\\_default.png](https://atlas.ecdc.europa.eu/public/Images/header_default.png)
- Edwards, M. (2014). Fetal death and reduced birth rates associated with exposure to lead-contaminated drinking water. *Environmental Science and Technology*, 48, 739–746. <https://doi.org/10.1021/es4034952>
- EFSA (Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria). (2010a). Scientific opinion on dietary reference values for water. *EFSA Journal*, 8(3), 1459. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2831>
- EFSA (Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria). (2010b). Opinion on Lead in Food. *The EFSA Journal*, 8 (4), 1570. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2010.1570>
- EFSA (Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria). (2012). Lead dietary exposure in the European population. *EFSA Journal*, 10 (7), 2831. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2831>
- EPA (Environmental Protection Agency) (2005). Drinking water criteria document for brominated trihalomethanes. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-03/documents/dw-brominated-trihalomethanes.pdf>. Acceso: 11-9-2018

- EPA (Environmental Protection Agency) (2019) Basic information about lead in drinking water. <https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water>. Acceso: 10-9-2019
- EPA (Environmental Protection Agency) (2021). National primary drinking water regulations: Lead and copper rule revisions. <https://www.federalregister.gov/documents/2021/01/15/2020-28691/national-primary-drinking-water-regulations-lead-and-copper-rule-revisions>. Acceso: 28-11-2022
- Escoll, P., Rolando, M., Gomez-Valero, L., & Buchrieser, C. (2013). From amoeba to macrophages: exploring the molecular mechanisms of *Legionella pneumophila* infection in both hosts. *Current Topics in Microbiology and Immunology*, 376, 1–34. [https://doi.org/10.1007/82\\_2013\\_351](https://doi.org/10.1007/82_2013_351)
- Escoll, P., Song, O. R., Viana, F., Steiner, B., Lagache, T., Olivo-Marin, J.C., Impens, F., Brodin, P., Hilbi, H., & Buchrieser, C. (2017). *Legionella pneumophila* Modulates Mitochondrial Dynamics to Trigger Metabolic Repurposing of Infected Macrophages. *Cell Host and Microbe*, 22, 302–316. <https://doi.org/10.1016/j.chom.2017.07.020>
- ESGLI (ESCMID Study Group for Legionella Infections). (2017). European technical guidelines for the prevention, control and investigation of infections caused by *Legionella* species. <https://www.ecdc.europa.eu/en/publications-data/european-technical-guidelines-prevention-control-and-investigation-infections>. Acceso: 19-10-2020
- Espinosa Romero, J., & González Reglero, J.J. (2011). *1851:La creación del Canal de Isabel II*. Madrid, ES: Fundación del CYII. ISBN: 978-84-932119-0-5
- Evlampidou, I., Font-Ribera, L., Rojas-Rueda, D., Gracia-Lavedan, E., Costet, N., Pearce, N., Vineis, P., Jaakkola, J., Delloye, F., Makris, K. C., Stephanou, E. G., Kargaki, S., Kozisek, F., Sigsgaard, T., Hansen, B., Schullehner, J., Nahkur, R., Galey, C., Zwiener, C., Vargha, M., et al. (2020). Trihalomethanes in drinking water and bladder cancer burden in the European Union. *Environmental Health Perspectives*, 128, 17001. <https://doi.org/10.1289/EHP4495>
- Fantuzzi, G., Aggazzotti, G., Righi, E., Predieri, G., Giacobazzi, P., Kanitz, S., Barbone, F., Sansebastiano, G., Ricci, C., Leoni, V., Fabiani, L., Triassi, M., et al. (2007). Exposure to organic halogen compounds in drinking water of 9 Italian regions: exposure to chlorites, chlorates, trihalomethanes, trichloroethylene and tetrachloroethylene. *Annali di Igiene: Medicina Preventiva e di Comunità*, 19, 345–354.
- FAO (Food and Agriculture Organization). (2015). *Contribución del agua a la seguridad alimentaria y la nutrición*. Grupo de alto nivel de expertos en seguridad alimentaria y nutrición. Roma, IT: FAO. <https://www.fao.org/publications/card/es/c/bb41d8d7-322b-4dcd-a01f-827d54c67180/>
- Ferrer Simó, J.B. (2008). Ecological paradigm of *Legionella*: A revision: New strategy and its implication in public health. *Revista de Salud Ambiental*, 8, 68-73.
- Fields, B.S., Benson, R.F., & Besser, R.E. (2002). Legionella and Legionnaires' disease: 25 years of investigation. *Clinical Microbiology Reviews*, 15, 506–526. <https://doi.org/10.1128/CMR.15.3.506-526.2002>
- Fisher, M. B., Guo, A. Z., Tracy, J.W., Prasad, S.K., Cronk, R.D., Browning, E.G., Liang, K.R., Kelly, E.R., & Bartram, J.K. (2021). Occurrence of lead and other toxic metals derived from drinking-water systems in three west african countries. *Environmental Health Perspectives*, 129(4), 47012. <https://doi.org/10.1289/EHP7804>
- Font-Ribera, L., Gràcia-Lavedan, E., Aragonés, N., Pérez-Gómez, B., Pollán, M., Amiano, P., Jiménez-Zabala, A., Castaño-Vinyals, G., Roca-Barceló, A., Ardanaz, E., Burgui, R., Molina, A.J., Fernández-Villa, T., Gómez-Acebo, I., Dierssen-Sotos, T., Moreno, V., Fernandez-Tardon, G., Peiró, R., Kogevinas, M., & Villanueva, C.M. (2018). Long-term exposure to trihalomethanes in drinking water and breast cancer in the Spanish multicase-control study on cancer (MCC-SPAIN). *Environment International*, 112, 227–234. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.12.031>
- Fraile, P., Pérez de Ciriza, J.A., Sáiz Martín, I., Izu, M., González Peñas, E., & Rodrigo Inchusta, J.L. (2005). Residuos de contaminantes orgánicos de diferentes orígenes en Navarra. *Anales del Sistema Sanitario de Navarra*, 28(2), 27-256.
- Franco, I. S., Shuman, H. A., & Charpentier, X. (2009). The perplexing functions and surprising origins of *Legionella pneumophila* type IV secretion effectors. *Cellular Microbiology*, 11(10), 1435–1443. <https://doi.org/10.1111/j.1462-5822.2009.01351.x>

- Freire, C., Soler, R., Fernández, M., F., Villanueva, C., M., Grimalt, J., O., & Olea, N. (2008). Valores de trihalometanos en agua de consumo de la provincia de Granada, España. *Gaceta Sanitaria*, 22 (6), 520-526.
- Fuentes Rivas, R.M., Ramos Leal, J.A., Jiménez Moleón, M.C., & Esparza Soto, M. (2015). Caracterización de la materia orgánica disuelta en agua subterránea del Valle de Toluca mediante espectrofotometría de fluorescencia 3D. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 31, 253–264.
- Gallard, H., & von, G.U. (2002). Chlorination of natural organic matter: kinetics of chlorination and of THM formation. *Water Research*, 36, 65–74. [https://doi.org/10.1016/s0043-1354\(01\)00187-7](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(01)00187-7)
- Galvín, R. M. (2015). Evolución de compuestos orgánicos y subproductos de desinfección en sistemas de potabilización de agua. *Retema: Revista Técnica de Medio Ambiente*, 28, 78–87.
- García, A., Goni, P., Cieloszyk, J., Fernandez, M.T., Calvo-Begueria, L, Rubio, E., Fillat, F., Peleato, M.T., & Clavel A. (2013). Identification of free-living amoebae and amoeba-associated bacteria from reservoirs and water treatment plants by molecular techniques. *Environmental Science and Technology*, 47, 3132–3140.
- García, M. T., Jones, S., Pelaz, C., Millar, R. D., & Abu Kwaik, Y. (2007). Acanthamoeba polyphaga resuscitates viable non-culturable *Legionella pneumophila* after disinfection. *Environmental Microbiology*, 91, 267–1277. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2007.01245.x>
- García-Esquinas, E., Pérez-Gómez, B., Fernández, M.A., Pérez-Meixeira, A.M., Gil, E., de Paz, C., Iriso, A., Sanz, J.C., Astray, J., Cisneros, M., de Santos, A., Asensio, A., et al. (2011) Mercury, lead and cadmium in human milk in relation to diet, lifestyle habits and sociodemographic variables in Madrid (Spain). *Chemosphere*, 85(2), 268-276. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.05.029>
- García-Fulgueiras, A., Navarro, C., Fenoll, D., García, J., González-Diego, P., Jiménez-Buñuales, T., Rodríguez, M., Lopez, R., Pacheco, F., Ruiz, J., Segovia, M., Baladrón, B., & Pelaz, C. (2003). Legionnaires' disease outbreak in Murcia, Spain. *Emerging Infectious Diseases*, 9(8), 915–921. <https://doi.org/10.3201/eid0908.030337>
- García-Somoza, M.D., Fernández, A., Prats, E., & Verdaguer, R. (2010). Neumonía comunitaria por *Legionella longbeachae* serogrupo 1 en paciente inmunocompetente. *Enfermedades Infecciosas y Microbiología Clínica*, 28(6), 398–399. <https://doi.org/10.1016/j.eimc.2009.07.006>
- García-Villanova, R.J., Blanca Mera, B., Gonzalez Paramás, A.M., Hernandez Hierro, J.M., Ardanuy Albajar, R.A., & Toruño Fonseca, I. M. (2010). A multi-year survey of organic disinfection by-products in drinking waters of Castilla y León, Spain. The need and difficulty to comply with the legal limit of 2010. *Journal Environmental Monitoring*, 12, 200-207.
- Gavalda, L., Garcia-Nuñez, M., Quero, S., Gutierrez-Milla, C., & Sabrià, M. (2019). Role of hot water temperature and water system use on *Legionella* control in a tertiary hospital: An 8-year longitudinal study. *Water Research*, 149, 460–466. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.11.032>
- Gea Izquierdo E. (2021). Legionelosis en España, 2010-2015. *Biomedica: Revista del Instituto Nacional de Salud*, 41(1), 168–178. <https://doi.org/10.7705/biomedica.5367>
- Gea Ortigas, M.E. (2002). Los viajes de agua de Madrid. Madrid: Ediciones La Librería. ISBN:9788489411326.
- Genisoglu, M., Ergi-Kaytmaz, C., & Sofuoglu, S.C. (2019). Multi-route - Multi-pathway exposure to trihalomethanes and associated cumulative health risks with response and dose addition. *Journal of Environmental Management*, 233, 823–831. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.009>
- Golfinopoulos S. K. (2000). The occurrence of trihalomethanes in the drinking water in Greece. *Chemosphere*, 41, 1761–1767. [https://doi.org/10.1016/s0045-6535\(00\)00062-x](https://doi.org/10.1016/s0045-6535(00)00062-x)
- Gómez-Gutiérrez, A., Miralles, M. J., Corbella, I., García, S., Navarro, S., & Llebaria, X. (2016). La calidad sanitaria del agua de consumo. *Gaceta Sanitaria*, 30 Suppl 1, 63–68. <https://doi.org/10.1016/j.gaceta.2016.04.012>
- Gomez-Valero, L., Rusniok, C., Rolando, M., Neou, M., Dervins-Ravault, D., Demirtas, J., Rouy, Z., Moore, R. J., Chen, H., Petty, N. K., Jarraud, S., Etienne, J., Steinert, M., Heuner, K., Gribaldo, S., Médigue, C., Glöckner, G., Hartland, E. L., & Buchrieser, C. (2014). Comparative analyses of *Legionella* species identifies genetic features of strains causing Legionnaires' disease. *Genome Biology*, 15(11), 505. <https://doi.org/10.1186/PREACCEPT-1086350395137407>

- González Reglero, J.J. (2014). El sistema de agua elevada del Canal de Isabel II: 1907-1911. *Transportes, Servicios y Telecomunicaciones*, 26, 12-35.
- Guerra Chavarino, E. (2011). *Los viajes de agua y las fuentes de Madrid*. Madrid: Ediciones La Librería. ISBN:9788498731194.
- Guilherme, S., & Rodriguez, M. J. (2014). Occurrence of regulated and non-regulated disinfection by-products in small drinking water systems. *Chemosphere*, 117, 425–432. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.08.002>
- Hanna-Attisha, M., LaChance, J., Sadler, R.C., & Champney Schnepf, A. (2016). Elevated blood lead levels in children associated with the flint drinking water crisis: A spatial analysis of risk and public health response. *American Journal of Public Health*, 106(2), 283–290. <https://doi.org/10.2105/AJPH.2015.303003>
- Han X.Y. (2019). Solar and climate effects explain the wide variation in legionellosis incidence rates in the United States. *Applied and Environmental Microbiology*, 85(22), <https://doi.org/10.1128/AEM.01776-19>
- Hayes, C. R., & Skubala, N. D. (2009). Is there still a problem with lead in drinking water in the European Union? *Journal of Water and Health*, 7(4), 569–580. <https://doi.org/10.2166/wh.2009.110>
- Hayes, C.R., Aergeerts, L., Barrott, A., Becker, M.J., Benoliel, B., Croll, M., Edwards, D., Gari, E., et al. (2010). *Best practice guide in the control. of lead in drinking water*. London, UK: IWA Publishing.
- Hayes-Phillips, D., Bentham, R., Ross, K., & Whiley, H. (2019). Factors Influencing Legionella Contamination of Domestic Household Showers. *Pathogens*, 8(1), 27. <https://doi.org/10.3390/pathogens8010027>
- Helte, E., Säve-Söderbergh, M., Ugge, H., Fall, K., Larsson, S. C., & Åkesson, A. (2022). Chlorination by-products in drinking water and risk of bladder cancer - A population-based cohort study. *Water Research*, 214, 118202. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118202>
- Health Canada (2019) Guidelines for Canadian drinking water quality guideline technical document: Lead. <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/publications/healthy-living/guidelines-canadian-drinking-water-quality-guideline-technical-document-lead/guidance-document.html>. Acceso: 6-8-2019:
- Hermosilla Pla, J.(2008). *Las Galerías drenantes en España: Análisis y selección de qanats*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. ISBN: 9788483204535
- Hernández Muñoz, A. (2000). *Abastecimiento y distribución de aguas*. Madrid: Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. ISBN: 84-380-0165-3.
- Hernández Sánchez, C., Luis-González, G., Rubio Armendáriz, C., Caballero Mesa, J.M., Ben-Charki El-Mousati, N., & Hardisson de la Torre, A. (2011). Trihalometanos en aguas de consumo humano. *Revista de Toxicología*, 28 109-114. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=91922431001>
- Hon, K. L., Fung, C. K., & Leung, A. K. (2017). Childhood lead poisoning: An overview. *Hong Kong Medical Journal*, 23, 616–621. <https://doi.org/10.12809/hkmj176214>
- Huang, X., Wan, Y., Shi, B., & Shi, J. (2020a). Effects of powdered activated carbon on the coagulation-flocculation process in humic acid and humic acid-kaolin water treatment. *Chemosphere*, 238, 124637. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124637>
- Huang, C., Shen, Y., Smith, R. L., Dong, S., & Nguyen, T. H. (2020b). Effect of disinfectant residuals on infection risks from *Legionella pneumophila* released by biofilms grown under simulated premise plumbing conditions. *Environment International*, 137, 105561. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105561>
- IARC (International Agency for Research on Cancer). (1999a). Bromodichloromethane, Bromoform. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, 71, 1295–1316.
- IARC (International Agency for Research on Cancer). (1999b). Chloroform. IARC Monographs, 73, 131-182.
- IARC (International Agency for Research on Cancer). Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans (2006). Inorganic and organic lead compounds. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, 87, 1–471.
- IHME (Institute for Health Metrics and Evaluation). (2019). Global burden of disease study 2019 <https://www.healthdata.org/gbd/2019>. Acceso: 10-12-2022

- INE (Instituto Nacional de Estadística). (2020). Estadística sobre el suministro y saneamiento del agua. [https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica\\_C&cid=1254736176834&menu=resultados&idp=1254735976602](https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736176834&menu=resultados&idp=1254735976602). Acceso: 20-12-2020
- INSHT (Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo) (1999). NTP 538. Legionelosis: Medidas de prevención y control en instalaciones de suministro de agua. [https://www.insst.es/documents/94886/327064/ntp\\_538.pdf/4f52d14a-744b-46ee-ac49-ea8619dd00e9](https://www.insst.es/documents/94886/327064/ntp_538.pdf/4f52d14a-744b-46ee-ac49-ea8619dd00e9). Acceso: 23-5-2019
- INSHT (Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo). (2006). NTP 691. Legionelosis: revisión de las normas reglamentarias (I). Aspectos generales. [https://www.insst.es/documents/94886/326775/ntp\\_691.pdf/0004d57f-4882-4be9-87c2-0e1c56841f19](https://www.insst.es/documents/94886/326775/ntp_691.pdf/0004d57f-4882-4be9-87c2-0e1c56841f19). Acceso: 23-5-2019
- INSHT (Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo). (2006). NTP 692. Legionelosis: revisión de las normas reglamentarias (II). Medidas específicas. [https://www.insst.es/documents/94886/326775/ntp\\_692.pdf/59cc28d1-fc14-4430-8835-6bc6f50254ff](https://www.insst.es/documents/94886/326775/ntp_692.pdf/59cc28d1-fc14-4430-8835-6bc6f50254ff). Acceso: 23-5-2019
- ISCIII (Instituto de Salud Carlos III). (2020). Información de la Red nacional de vigilancia epidemiológica. *Boletín Epidemiológico Semanal*. <https://revistas.isciii.es/revistas.jsp?id=BES>. Acceso 11 -12- 2020
- ISCIII (Instituto de Salud Carlos III). (2021). Vigilancia epidemiológica de la legionelosis en España, años 2019 y 2020. Informe de la red nacional de vigilancia epidemiológica. *Boletín Epidemiológico Semanal*, 9(7). <https://revista.isciii.es/index.php/bes/article/view/1197>. Acceso: 10-11-2021
- Jameil, N.A. (2014). Maternal serum lead levels and risk of preeclampsia in pregnant women: a cohort study in a maternity hospital, Riyadh, Saudi Arabia. *International Journal of Clinical and Experimental Pathology*, 7, 3182–3189.
- Jarvis, P., Quy, K., Macadam, J., Edwards, M., & Smith M. (2018). Intake of lead from tap water of homes with leaded and low lead plumbing systems. *Sciences Total Environmental*, 644, 1346–1356.
- Jennings, B., & Duncan, L.L. (2017). Water safety and lead regulation: Physicians' community health responsibilities. *AMA Journal of Ethics*, 19, 1027–1035. <https://doi.org/10.1001/journalofethics.2017.19.10.pfor1-1710>
- Jeong, C.H., Wagner, E.D., Siebert, V.R., Anduri, S., Richardson, S.D., Daiber, E.J., McKague, A.B., Kogevinas, M., Villanueva, C.M., Goslan, E.H., Luo, W., Isabelle, L.M., Pankow, J.F., Grazuleviciene, R., Cordier, S., Edwards, S.C., Righi, E., Nieuwenhuijsen, M.J., & Plewa, M.J. (2012). Occurrence and toxicity of disinfection byproducts in European drinking waters in relation with the HIWATE epidemiology study. *Environmental Science and Technology*, 46(21), 12120–12128. <https://doi.org/10.1021/es3024226>
- Ji, P., Rhoads, W. J., Edwards, M. A., & Pruden, A. (2018). Effect of heat shock on hot water plumbing microbiota and *Legionella pneumophila* control. *Microbiome*, 6(1), 30. <https://doi.org/10.1186/s40168-018-0406-7>
- Jiménez-Restrepo, P., Llopis-González, A., & Morales-Suárez-Varela, M. (2011). Influencia de los trihalometanos según la clasificación climatológica de Köppen y el índice de Lang, sobre la mortalidad asociada al cáncer de estómago y vejiga por áreas geográficas en España. *Revista de Salud Ambiental*, 11, 64–69.
- Jian, Z.Y., Chang, Y.Y., Wang, L.X., Liang, J.S., & Bai, Y.H. (2018). Removal of organic matter from water by chemical preoxidation coupled with biogenic manganese oxidation. *Huanjing Kexue*, 39(3), 1188–1194. <https://doi.org/10.13227/j.hjhx.201707103>
- Jin, C., Zhao, L., Zhao, W., Wang, L., Zhu, S., Xiao, Z., Mo, Y., Zhang, M., Shu, L., & Qiu, R. (2021). Transport and retention of free-living amoeba spores in porous media: Effects of operational parameters and extracellular polymeric substances. *Environmental Science & Technology*, 55(13), 8709–8720. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c00785>.
- Klotz, K. & Göen, T. (2017). Human Biomonitoring of Lead Exposure. En A. Sigel, H. Sigel & R. Sigel (Eds.), *Lead: Its effects on environment and health*. Berlin, GER: De Gruyter. <https://doi.org/10.1515/9783110434330-006>

- Korol, S., Fortunato, M.S., Paz, M., Sanahuja, M.C., Lazaro, E., Santini, P., & D'Aquino, M. (1995). Desinfección de agua: acción comparativa del ozono y cloro sobre un amplio espectro bacteriano. *Revista Argentina de Microbiología*, 27(4), 175–183.
- Krasner, S.W., & Wright, J.M. (2005). The effect of boiling water on disinfection by-product exposure. *Water Research*, 39, 855–864. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.12.006>
- Krasner, S.W., Weinberg, H.S., Richardson, S.D., Pastor, S.J., Chinn, R., Scilimenti, M.J., Onstad, G.D., & Thruston, A.D. (2006). Occurrence of a new generation of disinfection byproducts. *Environmental Science and Technology*, 40, 7175–7185. <https://doi.org/10.1021/es060353j>
- Krasner S. W. (2009). The formation and control of emerging disinfection by-products of health concern. *Philosophical Transactions of the Royal Society. Series A Mathematical, Physical, and Engineering Sciences*, 367, 4077–4095. <https://doi.org/10.1098/rsta.2009.0108>
- Kruse, E. B., Wehner, A., & Wisplinghoff, H. (2016). Prevalence and distribution of *Legionella* spp in potable water systems in Germany, risk factors associated with contamination, and effectiveness of thermal disinfection. *American Journal of Infection Control*, 44(4), 470–474. <https://doi.org/10.1016/j.ajic.2015.10.025>
- Kujlu, R., Mahdavianpour, M., & Ghanbari, F. (2020). Multi-route human health risk assessment from trihalomethanes in drinking and non-drinking water in Abadan, Iran. *Environmental Science and Pollution Research International*, 27(34), 42621–42630. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09990-9>.
- Kumari, M., Gupta, S.K., & Mishra, B.K. (2015). Multi-exposure cancer and non-cancer risk assessment of trihalomethanes in drinking water supplies - A case study of Eastern region of India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 113, 433–438. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.12.028>
- Kyritsi, M. A., Mouchtouri, V. A., Katsioulis, A., Kostara, E., Nakoulas, V., Hatzinikou, M., & Hadjichristodoulou, C. (2018). *Legionella* colonization of hotel water systems in touristic places of Greece: Association with system characteristics and physicochemical parameters. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(12), 2707. <https://doi.org/10.3390/ijerph15122707>
- Lampl, B., Lang, M., & Wodnick, S. (2020). Can mandatory monitoring in rental apartments effectively prevent legionellosis? A retrospective analysis of data from Regensburg with a review of the literature. *GMS Hygiene and Infection Control*, 15(14). <https://doi.org/10.3205/dgkh000349>
- Laaninen, T. (2021) Revision of the drinking water directive. *European Parliamentary Research Service* <https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/> Acceso: 17-4-2022
- Lanphear, B.P., Hornung, R., Khoury, J., Yolton, K., Baghurst, P., Bellinger, D.C., Canfield, R. L., Dietrich, K.N., Bornschein, R., Greene, T., Rothenberg, S. J., Needleman, H.L., Schnaas, L., Wasserman, G., Graziano, J., & Roberts, R. (2005). Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis. *Environmental Health Perspectives*, 113, 894–899. <https://doi.org/10.1289/ehp.7688>
- Laranjeiro-Pinto, M., & Baltazar, A.L., (2020). Presencia de trihalometanos en el agua: peligros potenciales. *Acta Portuguesa de Nutrición*, 21, 32-37.
- Lau, H. Y., & Ashbolt, N. J. (2009). The role of biofilms and protozoa in *Legionella* pathogenesis: implications for drinking water. *Journal of Applied Microbiology*, 107(2), 368–378. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2009.04208.x>
- Learbuch, K., Smidt, H., & van der Wielen, P. (2021). Influence of pipe materials on the microbial community in unchlorinated drinking water and biofilm. *Water Research*, 194, 116922. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116922>
- Le Bot, B., Lucas, J. P., Lacroix, F., & Glorennec, P. (2016). Exposure of children to metals via tap water ingestion at home: Contamination and exposure data from a nationwide survey in France. *Environment International*, 94, 500–507. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.06.009>
- Lenntech. (2017). Plomo (Pb) Propiedades químicas y efectos sobre la salud. Plomo y agua: mecanismos de reacción, impacto ambiental y efectos en la salud. <https://www.lenntech.es/periodica/elementos/pb.htm>.
- Levallois, P., St-Laurent, J., Gauvin, D., Courteau, M., Prévost, M., Campagna, C., Lemieux, F., Nour, S., D'Amour, M., & Rasmussen, P. E. (2014). The impact of drinking water, indoor dust and paint

- on blood lead levels of children aged 1-5 years in Montréal (Canada). *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 24, 185–191. <https://doi.org/10.1038/jes.2012.129>
- Ley 14/1986, de 25 de abril, General de Sanidad. Jefatura del Estado. *Boletín Oficial del Estado*, 102 de 29 de marzo de 1986 Referencia: BOE-A-1986-10499. <https://www.boe.es/eli/es/l/1986/04/25/14/con>. Acceso: 14-2-2019
- Liew, D., Linge, K.L., & Joll, C.A. (2016). Formation of nitrogenous disinfection by-products in 10 chlorinated and chloraminated drinking water supply systems. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(9), 518. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5529-3>
- Lim, C.S., Shaharuddin, M.S., & Sam, W.Y. (2012). Risk assessment of exposure to lead in tap water among residents of Seri Kembangan, Selangor state, Malaysia. *Global Journal of Health Science*, 5(2), 1–12. <https://doi.org/10.5539/gjhs.v5n2p1>
- Linsky, M., Vitkin, Y., & Segal, G. (2020). . A novel Legionella genomic island encodes a copper-responsive regulatory system and a single Icm/Dot effector protein transcriptionally activated by copper. *mBio*, 11(1), e03232-19. <https://doi.org/10.1128/mBio.03232-19>
- Liu, J.P., Yu, J.Q., Li, Q.S., Ma, X.Y., Yang, Y.L., & Jia, J. (2019). Disinfection By-products and the Relevant Health Risk in the Water Supply System in H City of Zhejiang Province. *Huanjing Kexue*, 40(12), 5302–5308. <https://doi.org/10.13227/j.hjck>
- Liu, L., & Roy, C.R. (2021). The Legionella pneumophila Effector RavY Contributes to a Replication-Permissive Vacuolar Environment during Infection. *Infection and Immunity*, 89(12), e0026121. <https://doi.org/10.1128/IAI.00261-21>
- López-Camacho, B., Iglesias, J. A., Muñoz, A., Sánchez, E., & Cabrera, E. (2007). Gestión sostenible de los recursos hídricos en el sistema de abastecimiento de la Comunidad de Madrid. *Equipamiento y Servicios Municipales*, 133, 78–88.
- Lytle, D.A., Schock, M.R., & Scheckel, K. (2009). The inhibition of Pb(IV) oxide formation in chlorinated water by orthophosphate. *Environmental Science and Technology*, 43, 6624–6631. <https://doi.org/10.1021/es900399m>
- Lytle, D.A., Schock, M.R., Wait, K., Cahalan, K., Bosscher, V., Porter, A., & Del Toral, M. (2019). Sequential drinking water sampling as a tool for evaluating lead in flint, Michigan. *Water Research*, 157, 40–54. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.03.042>
- Maheshwari, A., Abokifa, A., Gudi, R. D., & Biswas, P. (2020). Optimization of disinfectant dosage for simultaneous control of lead and disinfection-byproducts in water distribution networks. *Journal of Environmental Management*, 276, 111186. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111186>
- Marchesi, I., Paduano, S., Frezza, G., Sircana, L., Vecchi, E., Zuccarello, P., Oliveri Conti, G., Ferrante, M., Borella, P., & Bargellini, A. (2020). Safety and effectiveness of monochloramine treatment for disinfecting hospital water networks. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(17), 6116. <https://doi.org/10.3390/ijerph17176116>
- Martin, R.L., Harrison, K., Proctor, C.R., Martin, A., Williams, K., Pruden, A., & Edwards, M.A. (2020). Chlorine disinfection of legionella spp., l. pneumophila, and acanthamoeba under warm water premise plumbing conditions. *Microorganisms*, 8(9), 1452. <https://doi.org/10.3390/microorganisms8091452>
- Masters, S., Welter, G. J., & Edwards, M. (2016). Seasonal variations in lead release to potable water. *Environmental Science and Technology*, 50, 5269–5277. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05060>
- Mazumdar, M., Bellinger, D. C., Gregas, M., Abanilla, K., Bacic, J., & Needleman, H. L. (2011). Low-level environmental lead exposure in childhood and adult intellectual function: a follow-up study. *Environmental Health*, 10, 24. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-10-24>
- Medeiros, R. C., de M N Fava, N., Freitas, B. L. S., Sabogal-Paz, L. P., Hoffmann, M. T., Davis, J., Fernandez-Ibañez, P., & Byrne, J. A. (2020). Drinking water treatment by multistage filtration on a household scale: Efficiency and challenges. *Water Research*, 178, 115816. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115816>
- Menor Salván, C. (2012). Biomineralización de piromorfita en tuberías de plomo. *Macla*, 16, 158-159.
- Mishra, A., Johnson, E. & Giammar, D.E. (2021a). Estimating lead concentrations in drinking water after stagnation in lead service lines using water quality data from across the United States. *Environmental Science and Technology Letters*, 8, 878– 883. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.1c00580>

- Mishra, A., Wang, Z., Sidorkiewicz, V., & Giammar, D.E. (2021b). Effect of sodium silicate on lead release from lead service lines. *Water Research*, 188, 116485. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116485>
- Molina, J. J., Bennassar, M., Palacio, E., & Crespi, S. (2022). Low Efficacy of Periodical Thermal Shock for Long-Term Control of Legionella spp. in Hot Water System of Hotels. *Pathogens*, 11(2), 152. <https://doi.org/10.3390/pathogens11020152>
- Molmeret, M., Bitar, D. M., Han, L., & Kwaik, Y. A. (2004). Cell biology of the intracellular infection by Legionella pneumophila. *Microbes and Infection*, 6(1), 129–139. <https://doi.org/10.1016/j.micinf.2003.11.004>
- Montesinos, I., & Gallego, M. (2012). Solvent-minimized extraction for determining halonitromethanes and trihalomethanes in water. *Journal of Chromatography A*, 1248, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2012.05.067>
- Morales-Alonso, S., Álvarez-Crespo, B., Rodríguez-Rives, E., Benítez Robredo, M. T. & Pedrero Pérez, E. J. (2019) Consumo de agua embotellada en la población urbana y variables asociadas. *Higiene y Sanidad Ambiental*, 19(2), 1735-1739
- Mosaferi, M., Asadi, M., Aslani, H., Mohammadi, A., Abedi, S., Nemati Mansour, S., & Maleki, S. (2021). Temporospatial variation and health risk assessment of trihalomethanes (THMs) in drinking water (northwest Iran). *Environmental Science and Pollution Research International*, 28(7), 8168–8180. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11063-w>
- Mouchtouri, V. A., & Rudge, J. W. (2015). Legionnaires' Disease in Hotels and Passenger Ships: A Systematic Review of Evidence, Sources, and Contributing Factors. *Journal of Travel Medicine*, 22(5), 325–337. <https://doi.org/10.1111/jtm.12225>
- MS (Ministerio de Sanidad). (2018). *Calidad del agua de consumo humano en España: Informe Técnico*. [https://www.sanidad.gob.es/profesionales/saludPublica/saludAmbLaboral/aguas/aconsumo/Doc/1\\_Informe\\_aguas\\_de\\_consumo\\_2018\\_Accesible.pdf](https://www.sanidad.gob.es/profesionales/saludPublica/saludAmbLaboral/aguas/aconsumo/Doc/1_Informe_aguas_de_consumo_2018_Accesible.pdf). Acceso: 6-2-2020
- MS (Ministerio de Sanidad). (2021). *Calidad del agua de consumo humano en España. Resumen Información y Estadísticas Sanitarias 2021*. Ministerio de Sanidad. Informe Técnico año 2021. [https://www.sanidad.gob.es/profesionales/saludPublica/saludAmbLaboral/aguas/aconsumo/Doc/INFORME\\_AC\\_2021ANEXO\\_II\\_TABLAS.pdf](https://www.sanidad.gob.es/profesionales/saludPublica/saludAmbLaboral/aguas/aconsumo/Doc/INFORME_AC_2021ANEXO_II_TABLAS.pdf)
- Napoli, C., De Giglio, O., Bertamino, E., & Montagna, M.T. (2019). Legionellosis in health care facilities: state of the art in control and prevention in Italy. *Annali di Igiene: Medicina Preventiva e di Comunità*, 31(5), 474–481. <https://doi.org/10.7416/ai.2019.2308>
- Ngwaga, T., Chauhan, D., & Shames, S. R. (2021). Mechanisms of Effector-Mediated Immunity Revealed by the Accidental Human Pathogen Legionella pneumophila. *Frontiers in Cellular and Infection Microbiology*, 10, 593823. <https://doi.org/10.3389/fcimb.2020.593823>
- Núñez-Cerrato, E.A. (2022). Determinación de la presencia de trihalometanos totales (THM's) en agua para consumo humano, provenientes de aguas subterráneas de la ciudad de Guatemala. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 16(2), 6–18.
- Oliva, G., Sahr, T., & Buchrieser, C. (2018). The Life Cycle of L. pneumophila: Cellular Differentiation Is Linked to Virulence and Metabolism. *Frontiers in Cellular and Infection Microbiology*, 8, 3. <https://doi.org/10.3389/fcimb.2018.00003>
- Olmedo Sánchez, M.T. (2008). Subproductos de la desinfección del agua por el empleo de compuestos de cloro. Efectos sobre la salud. *Higiene, Sanidad, Ambiental*, 8, 335-342
- OMS (Organización Mundial de la Salud). (2017). Guías para la calidad del agua de consumo humano de OMS (4ª ed.) <https://www.who.int/es/publications/i/item/9789241549950>. Acceso: 5-12-2021
- OMS (Organización Mundial de la salud). (2021). Intoxicación por plomo. <https://news.un.org/es/story/2021/08/1496062>. Acceso: 5-12-2021
- Paduano, S., Marchesi, I., Casali, M. E., Valeriani, F., Frezza, G., Vecchi, E., Sircana, L., Romano Spica, V., Borella, P., & Bargellini, A. (2020). Characterisation of microbial community associated with different disinfection treatments in hospital hot water Networks. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17, 2158. <https://doi.org/10.3390/ijerph17062158>
- Palacios, M., Pampillón, J.F., & Rodríguez, M.E. (2000). Organohalogenated compounds levels in chlorinated drinking waters and current compliance with quality standards throughout the European Union. *Water Research*, 34, 1002–16.

- Palazzolo, C., Maffongelli, G., D'Abramo, A., Lepore, L., Mariano, A., Vulcano, A., Bartoli, T. A., Bevilacqua, N., Giancola, M. L., Di Rosa, E., & Nicastrì, E. (2020). *Legionella* pneumonia: Increased risk after Covid-19 lockdown? *Eurosurveillance Journal*, 25(30), pii=2001372. <https://doi.org/10.2807/1560-7917.ES.2020.25.30.2001372>
- Palmore, T.N., Stock, F., White, M., Bordner, M., Michelin, A., Bennett, J. E., Murray, P. R., & Henderson, D.K. (2009). A cluster of cases of nosocomial legionnaires disease linked to a contaminated hospital decorative water fountain. *Infection Control and Hospital Epidemiology*, 30, 764–768. <https://doi.org/10.1086/598855>
- Papagianeli, S. D., Aspidou, Z., Didos, S., Chochlakis, D., Psaroulaki, A., & Koutsoumanis, K. (2021). Dynamic modelling of *Legionella pneumophila* thermal inactivation in water. *Water Research*, 190, 116743. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116743>
- Parkinson, J., Baron, J. L., Hall, B., Bos, H., Racine, P., Wagener, M. M., & Stout, J. E. (2020). Point-of-use filters for prevention of health care-acquired Legionnaires' disease: Field evaluation of a new filter product and literature review. *American Journal of Infection Control*, 482, 132–138. <https://doi.org/10.1016/j.ajic.2019.09.006>
- Parvez, S., Frost, K., & Sundararajan, M. (2017). Evaluation of drinking water disinfectant byproducts compliance data as an indirect measure for short-term exposure in humans. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14, 548. <https://doi.org/10.3390/ijerph14050548>
- Pérez-Pavón, J., Herrero-Martín, S., García-Pinto, C., & Moreno-Cordero, B. (2008). Determination of trihalomethanes in water samples: A review. *Analytica Chimica Acta*, 629, 6–23. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2008.09.042>
- Pfadenhauer, L.M., Burns, J., Rohwer, A., & Rehfuess, E.A. (2016). Effectiveness of interventions to reduce exposure to lead through consumer products and drinking water: A systematic review. *Environmental Research*, 147, 525–536. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.03.004>
- Pierre, D., Baron, J.L., Ma, X., Sidari, F.P., Wagener, M.M., & Stout, J.E. (2019). Water quality as a predictor of *Legionella* positivity of building water systems. *Pathogens*, 8, 295. <https://doi.org/10.3390/pathogens8040295>
- Pinto Crespo, V., Gili Ruiz, R., & Velasco Medina, F. (2010). *Los viajes de agua de Madrid durante el Antiguo Régimen*. Madrid, ES: Fundación Canal. ISBN: 978-84-93211967-6-7
- Pozuelo-Díaz, F.J. (2013). *Mantenimiento eficiente de las instalaciones de suministro de agua y saneamiento en edificios*. IC Editorial. ISBN: 9788415994398
- Proctor C.R., Dai D., Edwards M.A., & Pruden A. (2017). Interactive effects of temperature, organic carbon, and pipe material on microbiota composition and *Legionella pneumophila* in hot water plumbing systems. *Microbiome*, 5, 130. <https://doi.org/10.1186/s40168-017-0348>
- Proctor, C. R., Reimann, M., Vriens, B., & Hammes, F. (2018). Biofilms in shower hoses. *Water Research*, 131, 274–286. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.027>
- Prussin, A.J., Schwake, D.O., & Marr, L.C. (2017). Ten questions concerning the aerosolization and transmission of *Legionella* in the built environment. *Building and Environment*, 123, 684–695. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2017.06.024>
- Ramírez Quirós, F. (2005). Tratamiento de desinfección del agua potable. Madrid, ES: Fundación Canal Educa. ISBN: 84-933694-3-8
- Ramírez Vásquez, A.F., & Much Santos, Z. (2021). Determinación de la presencia de trihalometanos totales como subproducto de la desinfección en el proceso de potabilización de agua superficial para consumo humano. *Agua, Saneamiento y Ambiente*, 16, 17–24.
- Rakić, A., Vukić Lušić, D., & Jurčev Savičević, A. (2022). Influence of metal concentration and plumbing materials on *Legionella* contamination. *Microorganisms*, 10(5), 1051. <https://doi.org/10.3390/microorganisms10051051>
- Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano. *Boletín Oficial del Estado*, 45, de 21 de febrero de 2003. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2003/02/07/140/con>. Acceso: 11-10-2019
- Real Decreto 865/2003, de 4 de julio, por el que se establecen los criterios higiénico-sanitarios para la prevención y control de la legionelosis. *Boletín Oficial del Estado*, 171, de 18 de julio de 2003. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2003/07/04/865>. Acceso: 11-10-2019

- Real Decreto 314/2006, de 17 de marzo, por el que se aprueba el Código Técnico de la Edificación. *Boletín Oficial del Estado*, 254, de 28 de septiembre de 2007. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2006/03/17/314/con>. Acceso: 11-10-2019
- Real Decreto 1027/2007, de 20 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de Instalaciones Térmicas de los Edificios (RITE). *Boletín Oficial del Estado*, 207, de 29 de agosto de 2007. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2007/07/20/1027>. Acceso: 1-10-2019
- Real Decreto 487/2022, de 21 de junio, por el que se establecen los requisitos sanitarios para la prevención y el control de la legionelosis. *Boletín Oficial del Estado*, 148, de 22 de junio de 2022. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2022/06/21/487/con>. Acceso: 1-12-2020
- Real Decreto 552/2019, de 27 de septiembre, por el que se aprueban el Reglamento de seguridad para instalaciones frigoríficas y sus instrucciones técnicas complementarias. *Boletín Oficial del Estado*, 256, de 24 de octubre de 2019. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2019/09/27/552>. Acceso: 1-12-2020
- Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. *Boletín Oficial del Estado*, 219, de 12 de septiembre de 2015. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2015/09/11/817>. Acceso: 1 de diciembre de 2020
- Real Decreto 902/2018, de 20 de julio, por el que se modifican el Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano, y las especificaciones de los métodos de análisis del Real Decreto 1798/2010, de 30 de diciembre, por el que se regula la explotación y comercialización de aguas minerales naturales y aguas de manantial envasadas para consumo humano, y del Real Decreto 1799/2010, de 30 de diciembre, por el que se regula el proceso de elaboración y comercialización de aguas preparadas envasadas para el consumo humano. *Boletín Oficial del Estado*, 185, de 1 de agosto de 2018. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2018/07/20/902>. Acceso: 11-10-2019
- Real Decreto 2210/1995, de 28 de diciembre, por el que se crea la red nacional de vigilancia epidemiológica. *Boletín Oficial del Estado*, 21, de 24 de enero de 1996. <https://www.boe.es/eli/es/rd/1995/12/28/2210>. Acceso: 11-10-2019
- Reglamento (UE) 2021/1317 de la Comisión de 9 de agosto de 2021 por el que se modifica el Reglamento (CE) nº 1881/2006 en lo relativo a los contenidos máximos de plomo en determinados productos alimenticios. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=DOUE-L-2021-81118>. Acceso: 10-12-2022
- Renner, R. (2010). Exposure on tap: Drinking water as an overlooked source of lead. *Environmental Health Perspectives*, 118, A68–A74. <http://www.jstor.org/stable/25614972>. Acceso 1-11-2018
- Riblet, C., Deshommes, E., Laroche, L., & Prevost, M. (2019) True exposure to lead at the tap: insights from proportional sampling, regulated sampling and water use monitoring. *Water Research*. 156, 327–333
- Rhoads, W.J., Bradley, T.N., Mantha, A., Buttlig, L., Keane, T., Pruden, A., & Edwards, M.A. (2020). Residential water heater cleaning and occurrence of *Legionella* in Flint, M.I. *Water Research*, 171, 115439. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115439>
- Richards, A. M., Von Dwingelo, J. E., Price, C. T., & Abu Kwaik, Y. (2013). Cellular microbiology and molecular ecology of *Legionella*-amoeba interaction. *Virulence*, 4, 307–314. <https://doi.org/10.4161/viru.24290>
- Richardson, S.D., Plewa, M.J., Wagner, E.D., Schoeny, R., & Demarini, D.M. (2007). Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: A review and roadmap for research. *Mutation Research*, 636, 178–242. <https://doi.org/10.1016/j.mrrev.2007.09.001>
- Rivera, J.M., Aguilar, L., Granizo, J.J., Vos-Arenilla, A., Giménez, M.J., Aguiar, J.M., & Prieto, J. (2007). Isolation of *Legionella* species/serogroups from water cooling systems compared with potable water systems in Spanish healthcare facilities. *The Journal of Hospital Infection*, 67, 360–366. <https://doi.org/10.1016/j.jhin.2007.07.022>
- Rivera-Núñez, Z., Wright, J.M., & Meyer, A. (2018). Exposure to disinfectant by-products and the risk of stillbirth in Massachusetts. *Occupational and Environmental Medicine*, 75, 742–751. <https://doi.org/10.1136/oemed-2017-104861>

- Rodriguez, M.J., Vinette, Y., Sérodes, J.B., & Bouchard, C. (2003). Trihalomethanes in drinking water of greater Québec region (Canada): Occurrence, variations and modelling. *Environmental Monitoring and Assessment*, 89(1), 69–93. <https://doi.org/10.1023/a:1025811921502>
- Rodríguez, M., Rodríguez, J., Serodes J. G., & Sadiq R. (2007). Subproductos de la desinfección del agua potable: Formación, aspectos sanitarios y reglamentación. *Interciencia*, 32, 749-756. [http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0378-](http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-)
- Romay-Lema, E., Corredoira-Sánchez, J., Ventura-Valcárcel, P., Iñiguez-Vázquez, I., García Pais, M.J., García-Garrote, F., & Rabuñal Rey, R. (2018) Neumonía comunitaria por *Legionella pneumophila*: Estudio de 136 casos. *Medicina Clinica*, 151, 265–269. <https://doi.org/10.1016/j.medcli.2018.03.011>
- Rook, J.J. (1974). Formation of haloforms during chlorination of natural water. *Journal of Water Treatment Examination*, 23, 234-236.
- Rowbotham T. J. (1980). Preliminary report on the pathogenicity of *Legionella pneumophila* for freshwater and soil amoebae. *Journal of Clinical Pathology*, 33, 1179–1183. <https://doi.org/10.1136/jcp.33.12.1179>
- Rozej, A., Cydzik-Kwiatkowska, A., Kowalska, B., & Kowalski, D. (2015). Structure and microbial diversity of biofilms on different pipe materials of a model drinking water distribution systems. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 31(1), 37–47. <https://doi.org/10.1007/s11274-014-1761-6>
- Rubio, C., Gutiérrez, A.J., Martín Izquierdo, R.E., Revert, C., Lozano, G., & Hardisson, A. (2004). El plomo como contaminante alimentario. *Revista de Toxicología*, 21, 72–80.
- Salas -Marcial, C., Garduño-Ayala, M.A., Mendiola-Ortiz, P., Vences-García, J.H, Zetina-Román, V.C., Martínez-Ramírez, O.C, & Ramos-García, M.D.L. (2019). Fuentes de contaminación por plomo en alimentos, efectos en la salud y estrategias de prevención. *Revista Iberoamericana de Tecnología Postcosecha*, 20(1). <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=81359562002>. Acceso: 17 -10- 2020
- Salas -Salvadó, J., Maraver, F., Rodríguez-Mañas, L., Sáenz de Pipaon, M., Vitoria, I., & Moreno, L.A. (2020). Importancia del consumo de agua en la salud y la prevención de la enfermedad: Situación actual. *Nutrición Hospitalaria*, 37, 1072-1086. <https://dx.doi.org/10.20960/nh.03160>
- Salazar Serna, D.M., & Peñuela, G.A. (2016). Efecto de pre-oxidación con dióxido de cloro sobre la formación de trihalometanos y ácidos haloacéticos en un sistema de agua potable. *Revista Politécnica*, 12(22), 9-20.
- Santa-Marina L., Ayerdi, M., Lertxundi, A., Basterretxea, M., Goñi, F., Alvare J.I., Arranz, L., Blarduni, E., & Ibarluzea, J.M. (2010). Concentración de trihalometanos y de ácidos haloacéticos en el agua de consumo y estimación de su ingesta durante el embarazo en la cohorte INMA-Guipúzcoa (España). *Gaceta Sanitaria*, 24, 321-328.
- Schiavano, G. F., Baldelli, G., Ceppetelli, V., Brandi, G., & Amagliani, G. (2021). Assessment of hygienic conditions of recreational facility restrooms: An integrated approach. *Journal of Preventive Medicine and Hygiene*, 62(1), E48–E53. <https://doi.org/10.15167/2421-4248/jpmh2021.62.1.1455>
- Sciuto, E. L., Laganà, P., Filice, S., Scalse, S., Libertino, S., Corso, D., Faro, G., & Coniglio, M. A. (2021). Environmental Management of *Legionella* in Domestic Water Systems: Consolidated and Innovative Approaches for Disinfection Methods and Risk Assessment. *Microorganisms*, 9(3), 577. <https://doi.org/10.3390/microorganisms9030577>
- SENC (Sociedad Española de Nutrición Comunitaria). (2017). Guías alimentarias para la población española. La nueva pirámide de la alimentación saludable. *Nutrición Hospitalaria*, 33, Suplemento 8, 1-48. <https://dx.doi.org/10.20960/nh.827>
- Sérodes, J.B., Rodriguez, M.J., Li, H., & Bouchard, C. (2003). Occurrence of THMs and HAAs in experimental chlorinated waters of the Quebec city area (Canada). *Chemosphere*, 51, 253–263. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00840-8](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00840-8)
- Sharaby, Y., Rodríguez-Martínez, S., Oks, O., Pecellin, M., Mizrahi, H., Peretz, A., Brettar, I., Höfle, M. G., & Halpern, M. (2017). Temperature-dependent growth modeling of environmental and clinical *Legionella pneumophila*: Multilocus variable-number tandem-repeat analysis (MLVA) genotypes. *Applied and Environmental Microbiology*, 83, e03295-16. <https://doi.org/10.1128/AEM.03295-16>

- Sinha, R., Kumar Gupta, A., & Sarathi Ghosal, P. (2021). A review on trihalomethanes and haloacetic acids in drinking water: Global status, health impact, insights of control and removal technologies. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9, 106511. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106511>
- Song, Y., Pruden, A., Edwards, M. A., & Rhoads, W. J. (2021). Natural organic matter, orthophosphate, pH, and growth phase can limit copper antimicrobial efficacy for *Legionella* in drinking water. *Environmental Science and Technology*, 55(3), 1759–1768. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06804>
- Sousi, M., Liu, G., Salinas-Rodriguez, S.G., Chen, L., Dusseldorp, J., Wessels, P., Schippers, J.C., Kennedy, M.D., & van der Meer, W. (2020). Multi-parametric assessment of biological stability of drinking water produced from groundwater: Reverse osmosis vs. conventional treatment. *Water Research*, 186, 116317. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116317>
- Springston, J.P., & Yocavitch, L. (2017). Existence and control of *Legionella* bacteria in building water systems: A review. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, 14(2), 124–134. <https://doi.org/10.1080/15459624.2016.1229481>
- Sriboonnak, S., Induvesa, P., Wattanachira, S., Rakruam, P., Siyasukh, A., Pumas, C., Wongrueng, A., & Khan, E. (2021). Trihalomethanes in water supply system and water distribution networks. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(17), 9066. <https://doi.org/10.3390/ijerph18179066>
- Srivastav, A.L., Patel, N., & Chaudhary, V.K. (2020). Disinfection by-products in drinking water: Occurrence, toxicity and abatement. *Environmental Pollution*, 267, 115474. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115474>
- Stanek, L.W., Xue, J., Lay, C R., Helm, E.C., Schock, M., Lytle, D. A., Speth, T.F., & Zartarian, V.G. (2020). Modeled impacts of drinking water Pb reduction scenarios on children's exposures and blood lead levels. *Environmental Science & Technology*, 54(15), 9474–9482. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00479>
- Stanhope, J., Davidson, G., McAuley, K., Cook, A., & Weinstein, P. (2020). Spatial and temporal variability in trihalomethane concentrations in the bromine-rich public waters of Perth, Australia. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(19), 7280. <https://doi.org/10.3390/ijerph17197280>
- Stets, E.G., Lee, C.J., Lytle, D.A., & Schock, M.R. (2018). Increasing chloride in rivers of the conterminous U.S. and linkages to potential corrosivity and lead action level exceedances in drinking water. *Science of the Total Environment*, 613 y 614, 1498–1509. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.119> .
- Summerhayes, R.J., Rahman, B., Morgan, G.G., Beresin, G., Moreno, C., & Wright, J.M. (2021). Meta-analysis of small for gestational age births and disinfection byproduct exposures. *Environmental Research*, 196, 110280. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110280>
- Talapko, J., Frauenheim, E., Juzbašić, M., Tomas, M., Matić, S., Jukić, M., Samardžić, M., & Škrlec, I. (2022). *Legionella pneumophila*-Virulence factors and the possibility of infection in dental practice. *Microorganisms*, 10(2), 255. <https://doi.org/10.3390/microorganisms10020255>
- Taylor, M., Ross, K., & Bentham, R. (2009). *Legionella*, protozoa, and biofilms: Interactions within complex microbial systems. *Microbial Ecology*, 58(3), 538–547. <https://doi.org/10.1007/s00248-009-9514-z>
- Toroz, I. & Uyak, V. (2005). Seasonal variations of trihalomethanes (THMs) in water distribution networks of Istanbul city. *Desalination*, 176, 127–141. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.11.008>
- Torrades, S. (2002). Los nuevos brotes de *Legionella*. *Offarm*, 21(3), 96-101
- Triantafyllidou, S. (2012). Lead in tap water and in blood: Implications for lead exposure in the United States. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42, 1297–1352. <https://doi.org/10.1080/10643389.2011.556556>
- Triantafyllidou, S., Burkhardt, S., Tully, J., Cahalan, K., DeSantis, M., Lytle, D., & Schock, M. (2021). Variability and sampling of lead in drinking water: Assessing potential human exposure depends on the sampling protocol. *Environment International*, 146, 106259. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106259>

- UNE-EN 100030: 2017. Prevención y control de la proliferación y diseminación de Legionella en instalaciones. Asociación Española de Normalización y Certificación (AENOR).
- UNE-EN 11731: 2017. Calidad del agua. Recuento de Legionella. Asociación Española de Normalización y Certificación (AENOR).
- UNE-EN 5667-5: 2021. Calidad del agua. Muestreo. Parte 5: Orientación para el muestreo de agua potable procedente de instalaciones de tratamiento y redes canalizadas de distribución. Asociación Española de Normalización y Certificación (AENOR).
- UNE-EN 12869: 2021. Calidad del agua. Detección y cuantificación de Legionella spp. y/o Legionella pneumophila por concentración y amplificación génica por reacción en cadena de la polimerasa cuantitativa (qPCR). Asociación Española de Normalización y Certificación (AENOR).
- USAID (2016). Manual de operación y mantenimiento de sistemas de agua potable por gravedad. Tegucigalpa (Honduras): United States Agency for International Development (USAID), Manual 23, Servicios Públicos, caja de herramientas 2. Acceso: 01-10-2018.
- Valcina, O., Pūle, D., Lucenko, I., Krastiņa, D., Šteingolde, Ž., Krūmiņa, A., & Bērziņš, A. (2015). Legionella pneumophila Seropositivity-Associated Factors in Latvian Blood Donors. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(1), 58. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph13010058>.
- Van der Kooij, D., Bakker, G.L., Italiaander, R., Veenendaal, H.R., & Wullings, B.A. (2017). Biofilm composition and threshold concentration for growth of *Legionella pneumophila* on surfaces exposed to flowing warm tap water without disinfectant. *Applied and Environmental Microbiology*, 83(5), e02737-16. <https://doi.org/10.1128/AEM.02737-16>
- Vanaclocha, H., Guiral, S., Morera, V., Calatayud, M. A., Castellanos, M., Moya, V., Jerez, G., & Gonzalez, F. (2012). Preliminary report: Outbreak of Legionnaires disease in a hotel in Calp, Spain, *EuroSurveillance Journal*, 17(8), 20093 <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/22401506/>
- Vaqué- Rafarta J, & Martínez-Gómez X. (2002). Epidemiología de la legionelosis. *Medicina Integral*, 40(6), 271-281.
- Villanueva, C.M., Kogevinas, M., & Grimalt, J. (2001). Cloración del agua potable en España y cáncer de vejiga. *Gaceta Sanitaria*, 15, 48–53. 10.1016/S0213-9111(01)71517-8.
- Villanueva, C.M., Kogevinas, M., & Grimalt, J.O. (2003) Haloacetic acids and trihalomethanes in finished drinking waters from heterogeneous sources. *Water Research*, 37, 953-8.
- Villanueva, C. M., Grimalt, J. O., Ballester, F., Ibarluzea, J., Sala, M., Tardón, A., Romero-Aliaga, E., Fernández, M., Ribas-Fitó, N., & Kogevinas, M. (2006). Medida de contaminantes del agua y usos del agua durante el embarazo en un estudio de cohortes en España. *Gaceta Sanitaria*, 20 Suppl 3, 1–9. <https://doi.org/10.1157/13101084>
- Villanueva, C. M., Castaño-Vinyals, G., Moreno, V., Carrasco-Turigas, G., Aragonés, N., Boldo, E., Ardanaz, E., Toledo, E., Altzibar, J. M., Zaldúa, I., Azpiroz, L., Goñi, F., Tardón, A., Molina, A. J., Martín, V., López-Rojo, C., Jiménez-Moleón, J.J., Capelo, R., Gómez-Acebo, I., Peiró, R., ...& Kogevinas, M. (2012). Concentrations and correlations of disinfection by-products in municipal drinking water from an exposure assessment perspective. *Environmental Research*, 114, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2012.02.002>
- Villanueva, C.M., Cordier, S., Font-Ribera, L., Salas, L.A., & Levallois, P. (2015). Overview of disinfection by-products and associated health effects. *Current Environmental Health Reports*, 2(1), 107–115. <https://doi.org/10.1007/s40572-014-0032-x>
- Villanueva, C.M., Gracia-Lavedan, E., Bosetti, C., Righi, E., Molina, A.J., Martín, V., Boldo, E., Aragonés, N., Perez-Gomez, B., Pollan, M., Acebo, I.G., Altzibar, J.M., Zabala, A.J., Ardanaz, E., Peiró, R., Tardón, A., Chirlaque, M.D., Tavani, A., Polesel, J., Serraino, D., et al. (2017). Colorectal cancer and long-term exposure to trihalomethanes in drinking water: A multicenter case-control study in Spain and Italy. *Environmental Health Perspectives*, 125(1), 56–65. <https://doi.org/10.1289/EHP155>
- Villanueva, C.M., Garfí, M., Milà, C., Olmos, S., Ferrer, I., & Tonne, C. (2021). Health and environmental impacts of drinking water choices in Barcelona, Spain: A modelling study. *The Science of the Total Environment*, 795, 148884. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148884>
- Wang, G.S., Deng, Y.C., & Lin, T.F. (2007). Cancer risk assessment from trihalomethanes in drinking water. *The Science of the Total Environment*, 387(1-3), 86–95. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.07.029>

- Wang, Y., Zhu, G., & Engel, B. (2019). Health risk assessment of trihalomethanes in water treatment plants in Jiangsu Province, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 170, 346–354. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.12.004>
- Whiley, H., Bentham, R., & Brown, M. H. (2017). *Legionella* persistence in manufactured water systems: pasteurization potentially selecting for thermal tolerance. *Frontiers in Microbiology*, 8, 1330. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01330>
- Xie, Y., & Giammar, D.E. (2011). Effects of flow and water chemistry on lead release rates from pipe scales. *Water Research*, 45, 6525–6534. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.09.050>
- Xue, R., Shi, H., Ma, Y., Yang, J., Hua, B., Inniss, E.C., Adams, C.D., & Eichholz, T. (2017). Evaluation of thirteen haloacetic acids and ten trihalomethanes formation by peracetic acid and chlorine drinking water disinfection. *Chemosphere*, 189, 349–356. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.059>
- Yáñez, M.A., Carrasco-Serrano, C., Barberá, V.M., & Catalán, V. (2005). Quantitative detection of *Legionella pneumophila* in water samples by immunomagnetic purification and real-time PCR amplification of the dotA gene. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(7), 3433–3441. <https://doi.org/10.1128/AEM.71.7.3433-3441.2005>
- Yélamos, J.G., & Villarroya-Gil, F. (2007). El acuífero terciario detrítico de Madrid: Pasado, posibilidades actuales y retos pendientes. *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra*, 15(3) 317–324. <https://www.raco.cat/index.php/ECT/article/download/121423/167873/0>
- Yélamos, J.G., Sanz- Pérez, E., & Escavy-Fernández, J.I. (2019). Las aguas subterráneas del parque nacional de la sierra de Guadarrama. *Boletín Geológico y Minero*, 130(4), 743–772. <https://doi.org/10.21701/bolgeomin.130.4.009>
- Yu, V.L., Pedro-Bonet, M.L., & Lin, Y.E., (2016). *Capítulo 184: Infección por Legionella*. Harrison. Principios de Medicina Interna, (19 ed.) Mexico: McGraw Hill. <https://accessmedicina.mhmedical.com/content.aspx?bookid=1717&sectionid=114920990>
- Yu, Y., Ma, X., Chen, R., Li, G., Tao, H., & Shi, B. (2019). The occurrence and transformation behaviors of disinfection byproducts in drinking water distribution systems in rural areas of eastern China. *Chemosphere*, 228, 101–109. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.095>
- Zaldua Etxabe, I., Cambra Cotín, K., Onaindia Olalde, C., & Varela Alonso, J. (2010). Cesión de plomo y otros metales desde las tuberías al agua de consumo en la Comunidad Autónoma del País Vasco. *Gaceta Sanitaria*, 24(6), 460–465. [http://scielo.isciii.es/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0213-91112010000600005&lng=es&tlng=es](http://scielo.isciii.es/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0213-91112010000600005&lng=es&tlng=es).
- Zhan, X.-Y., Hu, C.-H., & Zhu, Q.-Y. (2015). Legionella Pathogenesis and Virulence Factors. *Annals of Clinical and Laboratory Research*, 3, 1–16. doi: 10.21767/2386-5180.100015
- Zhang, L., Li, Y., Wang, X., Shangguan, Z., Zhou, H., Wu, Y., Wang, L., Ren, H., Hu, Y., Lin, M., & Qin, T. (2017). High prevalence and genetic polymorphisms of *Legionella* in natural and man-made aquatic environments in Wenzhou, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(3), 222. <https://doi.org/10.3390/ijerph14030222>
- Zhang, Y., Zhang, N., & Niu, Z. (2018). Health risk assessment of trihalomethanes mixtures from daily water-related activities via multi-pathway exposure based on PBPK model. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 163, 427–435. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.07.073>
- Zhang, X., Lin, T., Jiang, F., Zhang, X., Wang, S., & Zhang, S. (2022). Impact of pipe material and chlorination on the biofilm structure and microbial communities. *Chemosphere*, 289, 133218. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133218>
- Zhao, J., Giammar, D. E., Pasteris, J. D., Dai, C., Bae, Y., & Hu, Y. (2018). Formation and aggregation of lead phosphate particles: implications for lead immobilization in water supply systems. *Environmental Science and Technology*, 52, 12612–12623. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02788>
- Zhou, X., Ahmad, J. I., van der Hoek, J. P., & Zhang, K. (2020). Thermal energy recovery from chlorinated drinking water distribution systems: Effect on chlorine and microbial water and biofilm characteristics. *Environmental Research*, 187, 109655. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109655>